

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
Departamento de Ecología



TESIS DOCTORAL

Flujos superficiales de nutrientes en una cuenca agrícola de Navarra

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR

PRESENTADA POR

Luis Lassaletta Coto

Directores

José Vicente Rovira Sanroque
Esperanza Martínez-Conde

Madrid, 2016

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

Facultad de Biología

Departamento de Ecología



**Flujos superficiales de nutrientes en una
cuenca agrícola de Navarra**

Tesis Doctoral

Luis Lassaletta Coto
Madrid 2007

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

Facultad de Biología

Departamento de Ecología



Flujos superficiales de nutrientes en una cuenca agrícola de Navarra

Memoria para obtener el Título de Doctor en Biología por
la Universidad Complutense de Madrid

Madrid, Abril de 2007

Presentada por:

Una firma manuscrita en tinta azul que parece decir 'Luis Lassaletta'.

Fdo.: Luis Lassaletta Coto

Vº Bº del Director de la Tesis

Directora Esperanza Martínez-Conde*

Una firma manuscrita en tinta azul que parece decir 'Rovira'.

Fdo.: José Vicente Rovira
Universidad Complutense de Madrid

* Esperanza Martínez-Conde falleció en Madrid el 23 de octubre de 2006

A la memoria de mi directora
Esperanza Martínez-Conde

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	iv
-----------------------	----

RESUMEN	viii
---------------	------

CAPÍTULO 1

Introducción y objetivos generales

1.1 La agricultura y el cambio de modelo agrícola	1
1.2 El ciclo del nitrógeno y su alteración	4
1.2.1 El ciclo del N en una cuenca agrícola.....	5
1.2.2 Consecuencias de la alteración del ciclo del N.....	8
1.3 El ciclo del fósforo y su alteración	10
1.4 La Política Agraria Común Europea y la situación española	15
1.5 Normativa vigente y límites de concentración de nutrientes en aguas fluviales	16
1.6 Consideraciones acerca de la escala espacial seleccionada para este estudio	19
1.7 Objetivos generales y organización de la tesis	22

CAPÍTULO 2

Descripción del área de estudio y materiales y métodos generales

2.1 La elección de la cuenca y antecedentes	25
2.2 Descripción del área de estudio	26
2.2.1 Situación geográfica	26
2.2.2 Geología y orografía.....	27
2.2.3 Situación climática y biogeográfica	30
2.2.4 Red hidrográfica	35
2.2.5 Composición de las aguas kársticas de la zona	38
2.2.6 Fauna piscícola y pesca	39
2.2.7 Demografía, suelos y usos del territorio.....	41
2.2.8 La agricultura en la cuenca del Galbarra	45
2.3 Materiales y métodos generales.....	53
2.3.1 Diseño experimental.....	53
Elección de los lugares de muestreo.....	53
Descripción de los lugares de muestreo	56
Periodicidad y consideraciones sobre la recogida de muestras	63
2.3.2 Desarrollo de la toma de muestras de campo	64
Trabajo en el campo	65
La medición del caudal.....	65
2.3.3 Análisis físico-químicos	68
2.3.4 Variables secundarias	72
2.3.5 Cartografía digital.....	72
2.3.6 El manejo de los datos	73
La media, la mediana y los valores atípicos	73
Otros descriptores empleados.....	74
Distribución normal de los datos	75
Análisis estadísticos empleados	75

CAPÍTULO 3

Concentración de nutrientes (nitrato, nitrito, amonio y fosfato) y otras variables físico-químicas de las aguas fluviales de la cuenca del Galbarra

3.1	Introducción y objetivos	79
3.2	Exposición general de resultados	79
3.2.1	Superación de los valores límite	83
3.2.2	Los valores extremos	85
3.2.3	Relación entre las variables	86
3.3	Variación espacio-temporal de las variables físico-químicas.....	89
3.3.1	Variabilidad en el río Galbarra	93
3.3.2	Variabilidad entre los tributarios	96
3.3.3	Variabilidad temporal	100
3.4	Estudio de los datos históricos de las estaciones de la red ICA de la CHEBRO ...	103
3.4.1	Material y métodos	105
3.4.2	Resultados.....	106
3.4.3	Comparación espacial y temporal de los datos de las estaciones ICA	110
3.4.4	Variación temporal de los datos	112
3.5	Comparación de los resultados de este estudio con otros publicados	115
3.5.1	Las cuencas poco antropizadas.....	119
3.5.2	Las cuencas con actividad humana de distinta consideración.....	120
3.6	Conclusiones.....	122

CAPÍTULO 4

N y P en la deposición atmosférica de la cuenca y sus flujos en la escorrentía y la infiltración en un cultivo de trigo característico de la zona

4.1	Introducción y objetivos	125
4.2	Deposición atmosférica de nutrientes	125
4.2.1	Material y métodos	125
4.2.2	Resultados de la composición y flujo de nutrientes de la lluvia en la cuenca del Galbarra.....	126
4.2.3	Estimación de la cantidad de nitrógeno que entra por hectárea y año en la cuenca del Galbarra.....	130
4.3	Flujos de nutrientes superficiales y subsuperficiales en un cultivo de trigo típico de la Cuenca	138
4.3.1	Material y métodos	138
4.3.2	Resultados.....	143
	Concentraciones	144
	Flujos	148
4.3.3	Discusión	151
4.4	Conclusiones.....	156

CAPÍTULO 5

Los caudales y los flujos de nutrientes en la cuenca del Galbarra

5.1	Objetivos.....	159
5.2	Resultados.....	159

5.2.1	Los caudales en la cuenca del Galbarra.....	159
5.2.2	Correlación entre los caudales y la concentración de los nutrientes	167
5.2.3	Incrementos de caudal y concentración entre las campañas.....	171
5.2.4	Los flujos de nutrientes	176
5.2.5	Evolución temporal de las concentraciones y flujos en algunos sitios del río Galbarra	178
5.2.6	La tormenta de octubre de 2003	188
5.2.7	Evolución de las concentraciones de nutrientes a lo largo del río Galbarra	192
5.2.8	El estudio de los tributarios	198
5.2.9	Algunos balances.....	208
	El <i>Tramo de Desembocadura</i>	211
	El <i>Tramo Medio</i>	219
5.3	Discusión	228
5.3.1	Las cabeceras.....	228
5.3.2	El nitrógeno inorgánico disuelto en el resto de la cuenca	231
	Los nutrientes, los usos del territorio y los caudales	233
	El fenómeno de la asincronía.....	235
	Dinámicas instantáneas vs. dinámicas a medio o largo plazo	239
	El amonio.....	241
	El estudio de los tramos.....	242
5.3.3	El fosfato	246
5.4	Conclusiones.....	250

CAPÍTULO 6

Valoración de la integridad ecológica de la red de drenaje y propuestas de gestión

6.1	Introducción y objetivos	257
6.2	Material y métodos	261
6.2.1.	Modificación de la red de drenaje en la 2ª mitad del siglo XX.....	261
6.2.2	Caracterización y evaluación de los cursos de agua.....	262
	Caracterización de la sección transversal del canal y sus riberas.....	263
	Caracterización y evaluación de la vegetación de ribera.....	265
	Índice de Calidad de Hábitat (ICH).....	266
6.3	Resultados.....	267
6.3.1	Cambios históricos en la red de drenaje	267
6.3.2	Caracterización y evaluación de los cursos de agua.....	270
	La sección transversal del canal y sus riberas	270
	Vegetación de ribera.....	274
	Índice de Calidad de Hábitat	281
6.4	Discusión	286
6.5	Situación actual, perspectivas y propuestas de gestión	291
6.5.1	Actuación sobre las fuentes	292
6.5.2	Actuación sobre el transporte	296
6.6	Conclusiones.....	301

CONCLUSIONES GENERALES	305
-------------------------------------	------------

REFERENCIAS	309
--------------------------	------------

Agradecimientos

Hace siete años, recién licenciado, Esperanza Martínez-Conde me animó a participar en un curso que había organizado sobre los impactos de la minería. Cómo iba a saber en ese momento que solo era el comienzo de una relación que iba a cambiar por completo mi vida. Estos siete años han sido muy largos y en muchas ocasiones muy duros, sin embargo estoy plenamente satisfecho de haber llegado hasta aquí, feliz de comprender todo lo que he aprendido de la ciencia y de la vida, feliz de haber descubierto una profesión que me apasiona y que da sentido a una parte muy importante de lo que soy. Todo esto no habría sucedido si Esperanza no hubiese puesto en mi su confianza, por lo que, mi gratitud hacia ella es absoluta. Esperanza me ha enseñado muchas cosas, como científica y como persona. Como científica, a contemplar el mundo desde una perspectiva integradora, a separar el grano de la paja, a comprender los verdaderos valores de la ciencia ecológica, a entender que para comprender el presente, hay que conocer bien el pasado. En mi tesis ha sabido dar golpes de timón maestros que han sido fundamentales en el resultado final. Además, ha sido una persona luchadora, siempre se ha preocupado intensamente por defender la justicia, la libertad y a todas las personas que padecen la ausencia de estas. Triste y repentinamente el 23 de octubre de 2006 Esperanza nos dejó. Su ejemplo, sus enseñanzas y las mil historias que a menudo nos contaba sobre su intensa vida permanecerán en mi memoria. Por siempre gracias.

José Vicente Rovira ha sido la otra persona que ha confiado en mí. Estos años a su lado he aprendido muchísimo sobre ecología y sobre ciencia. Es una de las personas más íntegras y justas que conozco y por tanto también un gran ejemplo. Lo últimos meses de tesis ha sido muy duro con mi trabajo y aunque haya representado una dificultad adicional para mí, valoro muchísimo sus terribles correcciones, tanto por lo que he aprendido como por todo lo que han mejorado el resultado final. Espero que en el futuro podamos afianzar nuestra relación investigadora. José Vicente, además de un gran director, ha sido finalmente un amigo.

Agradezco al Gobierno de Navarra, al Director General de Medio Ambiente Ignacio Elorrieta y a Miguel Aulló Director de la Sección de Medio de Hidrología Aplicada haber puesto a mi disposición una serie de medios, haberme proporcionado alojamiento en algunas ocasiones en la casa de guardas de la Sierra de Urbasa. A la sección de Recursos Hídricos y Energías Renovables por haber prestado los velocímetros. Al servicio de Guardería de Estella y en especial al Guarda José Antonio por su amabilidad y su ayuda. A Fernando Alonso, Director de la Sección de Información y Educación Ambiental, por habernos proporcionado los mapas y las fotos aéreas de la zona. Quisiera hacer un reconocimiento muy especial a Amaia Bescós de la misma sección por su enorme amabilidad y disponibilidad en todo lo relacionado con las ortofotos y la cartografía digital.

Al igual que María Zambrano, soy un militante de la amistad. Son muchos los amigos que me han apoyado y aguantado en los peores momentos a los que estoy muy agradecido y de los que hablaré más adelante. Sin embargo, algunos de ellos han participado activamente en la realización de esta tesis, principalmente acompañándome en las duras campañas de campo:

- Pocas veces la típica frase de “este trabajo no hubiese podido ser realizado sin la ayuda de...” tiene tanto sentido como en el caso de Javier Castrillo en esta Tesis. Javi vino conmigo a los polígonos para comprar los materiales con los que finalmente, con la ayuda de su radial, construimos las parcelas de escorrentía, vino a innumerables muestreos en los que pasamos todo tipo de penalidades y realizó un trabajo de campo salvaje. La expresión “no se puede hacer”, no existe en su diccionario. Trabajar con él es un lujo, solo hay que explicarle las cosas una vez y siempre me ha impresionado su capacidad para resolver problemas aparentemente irresolubles. El apartado de las parcelas de escorrentía nunca hubiese visto la luz si no hubiese sido por su determinación y resoluntividad en el campo. Querido amigo, sabes lo agradecido que te estoy.

- Uno de los principales tesoros que me llevo de estos años en el doctorado es mi amistad con Eduardo Velázquez. Como él mismo definió acertadamente en los agradecimientos de su tesis, mi “hermano científico”. Edu ha estado en alerta en Madrid esperando la lluvia para venirse conmigo a Navarra, me ha ayudado, aconsejado y me ha acompañado en largos veranos de escritura. Juntos hemos armado un equipo indestructible en la ciencia y en la vida. Lo que hemos vivido estos años ha sido intenso, pero es solo el principio.
- Raquel Mancheño, ha estado conmigo en algunos viajes y me ha ayudado a corregir textos en inglés. También me ha acompañado en la vida, siempre la he amado, gracias por todo Raquel.
- Podría escribir otra tesis sobre mi amiga Tania. Es una de las mejores personas que conozco y de las amigas más queridas que tengo. Me ha ayudado muchísimo y estuvo apunto de asistir a final de mi carrera científica cuando casi soy arrastrado por el río al intentar medir, lleno de entusiasmo pero también de imprudencia, el caudal de la riada de febrero de 2003.
- Mi querida amiga Inés es otro de los tesoros que me llevo de la carrera de biología. Vivió y sobrevivió a uno de los muestreos más fríos ¡Qué alegría haberte conocido!
- Aunque Carlos Montero lleva muchos años trabajando por lo largo y ancho de este mundo, tuve la gran suerte de que en uno de los muestreos estuvo aquí. Ha prometido hacer todo lo posible por venir desde Mauritania para la lectura de esta tesis, sería estupendo.
- Mailén Riveros ha sido una compañera fantástica durante estos años de doctorado. Me ha ayudado en mis muestreos, hemos colaborado en un artículo y lo hemos pasado genial. Espero poder visitarte en Venezuela y que me enseñes los lugares de tu tesis de los que siempre me has hablado.
- Ha venido en una ocasión Helberth, el hombre que calcula los caudales a simple vista con una precisión que asombra, una máquina trabajando en el campo y un amigo. Los becarios de colaboración Dani Von Schiller, Mario Catalán y Berta vinieron al estudio preliminar. Chicos, el año que estuvisteis en el labo lo llenasteis de alegría. Tampoco puedo olvidar la ayuda de Nacho, de César y por supuesto de Luis López, mi primer compañero en el laboratorio.

Mi profundo agradecimiento a Pedro María Gamba, un agricultor de la cuenca del Galbarra que me permitió instalar las parcelas y las sondas de succión en sus trigales, me explicó con detalle todo tipo de cuestiones, me invitó a su casa a merendar donde toda su familia me dio la misma acogida. Es una persona excepcional llena de humor, de sabiduría, de vitalidad y de generosidad y quien, pese a tener más de 70 años, saltaba las cercas de los cultivos con mucha más agilidad que nosotros.

Quiero hacer un reconocimiento especial al Dr. Benjamín Sánchez-Gimeno. Benjamín es una persona de las que te encuentras muy pocas veces en la vida. Además de ser un investigador excepcional, es una persona amable y agradable que hace que todo sea siempre mucho más fácil. Me ha dado muchas ideas y valiosas recomendaciones en mi trabajo además de apoyo y tranquilidad. Y me ha enseñado que se puede ser un gran profesional sin perder nunca la alegría ni el buen humor.

Tengo que agradecer a Alberto González e Ignacio Elorrieta del MMA por haberme proporcionado los datos de la estación EMEP de Logroño. A la investigadora Maria José Marqués por enseñarme el funcionamiento y el diseño de las parcelas de escorrentía. Al geólogo Javi Elez por enseñarme amablemente a manejar las ortofotos. A los botánicos Nicolás López e Iñaki Mora por la identificación de algunas plantas de la cuenca.

A lo largo de estos años he conocido a dos personas maravillosas con las que aparte de comenzar una interesante colaboración científica con la que he aprendido lo que no está escrito, he establecido una profunda amistad. El paleontólogo Dr. Eduardo Barrón es muchísimo más que un investigador de primera línea: colaborar con él es interesante, agradable y apasionante,

pero también lo es tomar unas cañas, salir a cenar o dar un paseo. Ha puesto una confianza en mí que me ha sorprendido, me ha ayudado, me ha cuidado en los peores momentos y siempre ha estado ahí. Mi agradecimiento hacia él no cabe en esta sección. Por el otro lado está el arcnólogo Dr. Javier Barriga Bernal, mi colega del infierno durante estos años, juntos hemos vivido los terribles finales de nuestras tesis, hemos reído y charlado de lo divino y de lo humano. Javi ha sido y es un aliado cotidiano imprescindible.

Al colaborar con el Dr. Iván Sánchez he descubierto a un científico entusiasta y tenaz, a una gran persona, a un amigo, gracias Iván.

Juan Martín Zorrilla me ha abierto la puerta de su despacho y su pizarra siempre que le he preguntado cualquier cuestión, M^a Fe Schmitz ha sido muy amable, me ha ayudado, solucionado problemas y ha sido un gusto saber que está ahí. Francisco Díaz Pineda ha estado siempre disponible para cualquier consulta y corrección y sus consejos han sido de gran valor para mí. Alejandro Rescia, Javier García-Avilés, José Manuel de Miguel, Miguel Ángel Casado, José Manuel Serrano, Esther Pérez-Corona, Germán Alonso, Pilar Marín de Agar, Paloma de las Heras, Juan Antonio Delgado, Belén Acosta, Bermúdez de Castro y demás profesores siempre han sido amables y accesibles facilitando mi paso por el Departamento y por el doctorado. Lo mismo tengo que decir de las investigadoras Eugènia Martí, Ana García Moreno, M^a Ángeles Vázquez, M^a José Comas y M^a Eugenia Carrasco.

A Sara G. Fungairiño, le llevo dando la plasta durante estos años con mil problemas que me han surgido: siempre me ha ayudado con una sonrisa. También quiero expresar mi agradecimiento a Eduardo Montero por su ayuda en las innumerables dificultades del día a día.

En la biblioteca de Biológicas Luis, Alicia, Pedro y el resto del equipo han respondido con enorme rapidez y profesionalidad a mis cientos de peticiones y sugerencias. También me ha facilitado mucho el complicado final burocrático de la tesis, el trabajo de Rosa en secretaría de doctorado.

Por mi laboratorio ha pasado mucha gente estupenda que me ha alegrado la vida, como Paloma, Vicky, Eduardo Rubio, Ana Montero y por supuesto mi hermano mexicano el cuate Miguel Ángel Salas al que espero ver muy pronto por aquí. Héctor ha sido el último fichaje, es un compañero de los que da gusto tener, nos reímos un montón, nuestra conexión científica es buenísima, creo que va a ser una máquina en la ciencia y espero que nuestra colaboración dure años. Me ha soportado el día a día del último año y lo ha superado, eso es que tiene valor.

No me puedo olvidar de mis compañeros de Doctorado Itziar, Leo, Patricia, Laura, Magali, Jaina, Jorge, Víctor, M^a José, Tito, Carlos, Patricia, Paloma y Pablo y de mis compis de comedor, Anita, Anusca Marta y Mónica que sin duda han facilitado la vida diaria.

Los excelentes estadísticos y profesores, los doctores Luis M^a Carrascal, Michael Greenacre y Carmen Bravo me han cambiado mi perspectiva del trabajo con los datos y mi contacto con ellos ha sido absolutamente fundamental en mi formación como científico.

Ya fuera del mundo académico, no puedo olvidar la gran labor que han hecho estos años mi reumatóloga la Dra. Martínez-Cal y mi osteópata Alfonso Rosón ya que gracias a su profesionalidad conseguí alcanzar pequeñas islas de salud que se han convertido en continentes.

Todas las personas que nombro a continuación son muy queridas, me alegran la vida cotidiana y hacen que todo valga finalmente la pena. Como han sido testigos activos de lo que he pasado en esta tesis y han sido un colchón impagable, han se estar en esta sección.

Mi amigo del alma Manuel y su hija maravillosa Violeta de la que soy padrino ¡Qué alegría! Y por supuesto su hermano (y también ya el mío) José, compañero de mil batallas desde hace más de 15 años. También a Iván con el firme propósito de arreglar todos nuestros problemas. Mi supervecina Laura y su madre Isabel, Onintza, Pepe, Jorjunis, Miguel piscinero, familia Quevedo-Sánchez al completo, Ángela y Lola, Irene Lobo, María e Isabel Zarazúa, Lara, Nick,

Pepete, Sara, Víctor, Laura Bass, Piera, Bea pelirroja, Paula y Vivi. Un beso muy grande a la Pretty con el deseo de que se recupere muy pronto de su enfermedad.

Mis compis de la ACCM (Álvaro Minguito, Mathieu, Ciudadano Romero, Marisa y Pepe), de Globalízate (Mario, una y mil veces gracias y bravo por hacer todo lo que haces) y los mil compañeros y amigos de la Cooperativa Bajo el Asfalto está la Huerta y a sus lechugas y a sus puerros.

Mi familia siempre ha estado ahí. Mi abuelo Luis me enseñó a amar la naturaleza llevándome al campo desde muy pequeño, luchó duramente para llegar a este momento y finalmente no pudo, una parte de esta tesis es suya. Mi abuela Trini de la que espero heredar su energía: a los 80 años ha empezado con el tai-chi. Mi queridísima tía Meme, figura fundamental en mi vida, con sus eternas comidas familiares y cenas de nochevieja donde siempre hemos brindado por el final de esta tesis. Mis tíos de Alicante Belín, Quique y Marichu. Mis tías de León M^a José y Nieves. Mis 9 guapísimas y maravillosas primas y sus fantásticos chicos. Mi nuevo tío Octavio Colis que ya es también de la familia. La dolorosa ausencia de mi tío-padre Luisjo y de mi querido tío Pepe. También quiero recodar a mi abuela Mercedes que sigue estando presente.

Mis refugios imprescindibles estos años han sido el bar Alqamaru y sus superchicas Gemma y Bárbara, el Café la Manuela y el Museo Reina Sofía.

He dejado para el final para evitar que se diluya entre el texto, mi agradecimiento infinito a Nano y Lola, mis padres. Su apoyo incondicional hacia mi proyecto de vida, pese a lo duro de las condiciones de estos años, ha sido la razón por la cual pese a todo, he llegado hasta aquí y hoy estoy escribiendo estos agradecimientos. Han creído en mí, me lo han hecho notar y eso me ha dado fuerzas. Realizar una tesis y terminarla tiene muchas recompensas y algunas son totalmente imprevisibles. Aunque me gustaría haber salido de casa al terminar la carrera, mi difícil situación de estos años me lo ha impedido. Es cierto que eso me ha pesado muchas veces durante este tiempo, sin embargo, contemplado ya con perspectiva, esta situación me ha regalado unos años maravillosos junto a Lola y Nano, unos años irrepetibles en los que nos hemos conocido ya como adultos, hemos charlado, cenado, paseado, disfrutado, aprendido y reído. Gracias y gracias.

Y por supuesto mi agradecimiento incondicional al barrio de Malasaña.

Madrid 13-mar-07

Luis Lassaletta

Resumen

En la segunda mitad del siglo XX, se ha producido un cambio paulatino de modelo agrícola desde uno tradicional a uno industrial. El modelo industrial implica la adopción de técnicas más agresivas de explotación que han causado una degradación significativa del territorio. Estas prácticas incluyen la aplicación, en muchos casos abusiva, de fertilizantes inorgánicos de fabricación industrial. Los ecosistemas acuáticos reciben finalmente una parte de los excedentes de nitrógeno (N) y fósforo (P) que han sido aplicados a los cultivos. Además de estas entradas por vía difusa hay que añadir el aporte potencial a través de vertidos urbanos o industriales, de focos ganaderos o de la deposición atmosférica. El incremento del N y el P en las aguas fluviales supone una alteración de la estructura y función de estos ecosistemas. Un documento reciente de la Unión Europea señala que, aunque se han hecho avances en el control de la contaminación por nutrientes de origen puntual, el problema de la contaminación agraria difusa por nutrientes está todavía muy lejos de ser controlado. El desarrollo de la agricultura ha supuesto además una degradación de las redes hidrográficas y de sus cauces y riberas produciendo la inhibición del potencial como procesadores y recicladores de nutrientes de dichos ecosistemas. En la Directiva Marco del Agua se propone alcanzar el *buen estado ecológico* de todas las masas de agua continentales en 2015. Esta directiva ha supuesto un argumento más para que en toda la UE hoy sea una prioridad el estudio de las causas y procesos relacionados con este problema y la búsqueda de las medidas paliativas adecuadas.

Esta tesis supone un estudio multiescala desde una perspectiva integrada de cuenca de las dinámicas del N y el P en las aguas superficiales de una pequeña cuenca agrícola cerealista de Navarra (cuenca del río Galbarra, cuenca del Ebro). Así quedan integrados en el estudio los efectos que tienen sobre la variación espacial (intracuenca) y temporal (intranual) de las concentraciones y flujos de N y P, los factores climáticos como la lluvia, territoriales como los diferentes usos de las subcuencas anidadas, agrícolas como la fertilización y el estado vegetativo del cultivo, e hidrológicos como el caudal. Los aspectos biogeoquímicos y aquellos propios de la ecología del paisaje quedan de este modo combinados. También se caracteriza la red hidrográfica de la cuenca considerada y se evalúan su integridad ecológica y su evolución histórica como base para la discusión de recomendaciones y propuestas para una gestión integral de la cuenca y en su caso de una restauración o rehabilitación.

La cuenca del río Galbarra (afluente del río Ega) tiene una superficie de 2298 ha de las que un 33% corresponden a cultivos herbáceos de secano (trigo y cebada en rotación). Presenta un clima mediterráneo de transición, con una precipitación anual media de 850 mm. Se sitúa sobre un sustrato geológico de tipo calcáreo, con un zócalo impermeable en la zona central, sobre el que están los cultivos. En la cuenca existen 5 pequeñas poblaciones con un total de 213 habitantes.

Entre febrero 2002 y octubre de 2003 se recogieron muestras de las aguas fluviales en 15 campañas de muestreo en 18 sitios, 10 en el río Galbarra desde cabecera a desembocadura y 8 en las desembocaduras de sus tributarios. Se midió el caudal circulante y se realizó una caracterización físico-química de las aguas, considerando la temperatura, el pH, la conductividad, los sólidos en suspensión y la turbidez. Se analizaron las distintas formas de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) y el fosfato. Se calcularon los flujos circulantes de nutrientes, así como los flujos en relación a las superficies drenadas. Finalmente se realizaron balances de masas de N y P en algunos tramos.

Como objetivo complementario se recogieron muestras de agua de lluvia y se procedió a emplazar unas parcelas experimentales sobre un cultivo típico de la zona, que permitieron recoger las aguas de escorrentía y las de infiltración. Se han considerado el aporte de fertilizantes a los cultivos y los vertidos urbanos de los pueblos como fuentes potenciales de N y P. Empleando técnicas de GIS se obtuvieron datos de distintas variables del territorio, como son el tamaño y los límites de las subcuencas y las superficies ocupadas por cada uso del territorio.

Finalmente, se realizó un estudio de la evolución del territorio y de su red hidrográfica en el periodo comprendido entre 1967 y 1998, y se evaluó la integridad ecológica de los ríos de la cuenca, considerando la sección transversal del cauce, las riberas y su vegetación asociada, y se aplicó un índice de calidad del hábitat. Una vez obtenidos todos los resultados, se discutieron una serie de propuestas de gestión en el actual contexto político y social.

Los resultados obtenidos han permitido realizar una estima de la deposición atmosférica de DIN comprendida entre 8 y 21 kg.ha⁻¹.año⁻¹, lo que sitúa a la cuenca en un contexto global de deposición atmosférica de N medio. La relación nitrato:amonio ha sido siempre inferior a 1 en el agua de lluvia, que es característica de cuencas con focos agropecuarios dominantes. Una media del 79% del N depositado en las cuencas de

cabecera queda retenido en los ecosistemas, lo que indica que el territorio no se encuentra en un estado avanzado de saturación por N.

La vía principal de la exportación de DIN en los cultivos de cereal, que reciben una entrada anual de 169 kg/ha de N y de 27.7 kg/ha de P a través de la fertilización, es el drenaje subsuperficial en forma de nitrato disuelto. Los periodos invernales son los periodos críticos de exportación. La precipitación y adsorción del fósforo en las capas superficiales del suelo han podido producir la ausencia de detección de fosfato en el agua de infiltración.

El nitrato es la forma de DIN predominante en las aguas fluviales de la cuenca del Galbarra con una relación 32:1 (mediana) sobre el amonio. El nitrito es la forma de DIN menos abundante. La cantidad de DIN es muy superior a la del fosfato disuelto, con una relación 200:1 (mediana). La desembocadura del río Galbarra presenta elevados niveles de nitrato que son similares a los referidos para tramos fluviales en el resto de la cuenca del Ega de órdenes muy superiores.

Las concentraciones y los flujos de nitrato (y por tanto de DIN) en las aguas fluviales de la cuenca están controlados por el transporte subsuperficial de lixiviados desde los cultivos. El invierno es el periodo crítico de exportación, dado que se produce el mayor drenaje y la menor retención por parte de los cultivos y el resto de los ecosistemas. Se han detectado patrones espaciales claros en la concentración y flujo de nitrato con una tendencia a aumentar desde la cabecera a la desembocadura. Además, la exportación de nitrato en cada subcuenca durante los periodos tras fertilización y lluvias, se encuentra profundamente controlada por la superficie de los cultivos de cada subcuenca.

Las dinámicas de amonio y fosfato se encuentran principalmente controladas por el aporte de los vertidos urbanos, la dilución de los mismos por el agua del río y la capacidad de retención y procesado en los cauces. Aunque la capacidad de procesado del amonio en los tramos estudiado es alta, predomina el enriquecimiento del DIN frente al procesado. El fosfato en el río ha mostrado dos dinámicas diferentes controladas por su capacidad de retención de la molécula en los cauces: una previa a las lluvias invernales y otra posterior.

Sería recomendable controlar los niveles y la dinámica del DIN en las aguas del acuífero aluvial, dados los fuertes indicios de aportes de N que han sido detectados desde el río en el tramo de la desembocadura del Galbarra.

El cambio de modelo agrícola del último tercio del siglo XX se ha manifestado en Galbarra en un aumento del tamaño de las parcelas agrícolas y en una pérdida y rectificación considerable de tramos fluviales. Se ha estimado en un 20% la pérdida lineal de la red de drenaje en los últimos 30 años: el 75% por desaparición de algunos tramos y el 25% por la rectificación de otros. Las principales consecuencias de las intervenciones han sido el excavamiento de los cauces debido a la alteración de la red, la reducción de la franja riparia hasta uno o dos metros por la presión agrícola y una fuerte sedimentación en algunos tramos.

Es necesario implementar planes integrados de gestión para este tipo de cuencas, ya que quedarán fuera de los futuros planes de restauración y de gestión, al no quedar contempladas por la DMA como *masas de agua*, ni por la Directiva de Nitratos como *zonas vulnerables*, ni haber sido incluidas en la red Natura 2000. Se propone como paso prioritario en la remediación el actuar sobre las fuentes antrópicas de los nutrientes mediante planes de gestión para optimizar la fertilización. La colaboración entre agricultores y administraciones será crucial. Sería muy recomendable rehabilitar la red hidrográfica de la cuenca, comenzando por la recuperación del equilibrio geomorfológico y del espacio adecuado para que las riberas puedan cubrir su función.

Palabras clave: cuenca hidrográfica; contaminación agraria difusa por nutrientes; nitrato; amonio; fosfato.

Capítulo 1

Introducción

El aumento de la población humana, unido al gran incremento de la utilización de recursos y energía por persona, han supuesto la modificación de la estructura y función de la Biosfera en un grado creciente a lo largo del siglo XX: este conjunto de cambios ha sido denominado *Cambio Global* (Vitousek, 1994). Los principales componentes de este cambio global son: la transformación y sustitución de ecosistemas maduros por otros menos desarrollados, la alteración de algunos ciclos biogeoquímicos (ej: carbono, agua y nitrógeno), la diseminación de moléculas orgánicas de síntesis y la invasión de especies alóctonas. Sus consecuencias generales son una rápida pérdida de biodiversidad y un cambio climático global (Vitousek *et al.*, 1997a; IPCC, 2001). Las consecuencias finales pueden ser catastróficas para nuestra civilización o incluso para la permanencia de nuestra especie en el planeta (Lovelock, 2006). La ciencia ecológica tiene un importante papel que jugar tanto en la comprensión de este cambio como en el aporte de posibles soluciones (Schlesinger, 2006). La comunidad científica está reaccionando y la investigación centrada en la sostenibilidad y en la resiliencia de los sistemas socioecológicos está cobrando cada vez más importancia (Palmer *et al.*, 2004).

1.1 La agricultura y el cambio de modelo agrícola

La actividad agrícola es uno de los principales agentes de este cambio global. La agricultura surgió hace unos 10 000 años y supuso la afirmación de *Homo sapiens sapiens* como especie dominante del planeta. Esta transformación implica un gran cambio en los ecosistemas terrestres ya que la energía del sistema se canaliza hacia unas pocas especies con el objetivo de lograr unas condiciones favorables que maximicen su desarrollo (Gómez-Sal, 1993). Los ecosistemas organizados en función de estos objetivos son denominados agrosistemas o agroecosistemas. El primer gran impacto a nivel planetario se produce por la progresiva sustitución de los ecosistemas naturales por agroecosistemas con distintos grados de manejo (Fig. 1). En la actualidad, aproximadamente el 40% de la superficie de los continentes está ocupada por cultivos o pastos (Foley *et al.*, 2005). Este aprovechamiento ha implicado que nos estemos

apropiando de una enorme cantidad de los productos originados por la fotosíntesis, que podría llegar a ser de hasta un 55% del total (Rojstaczer *et al.*, 2001).

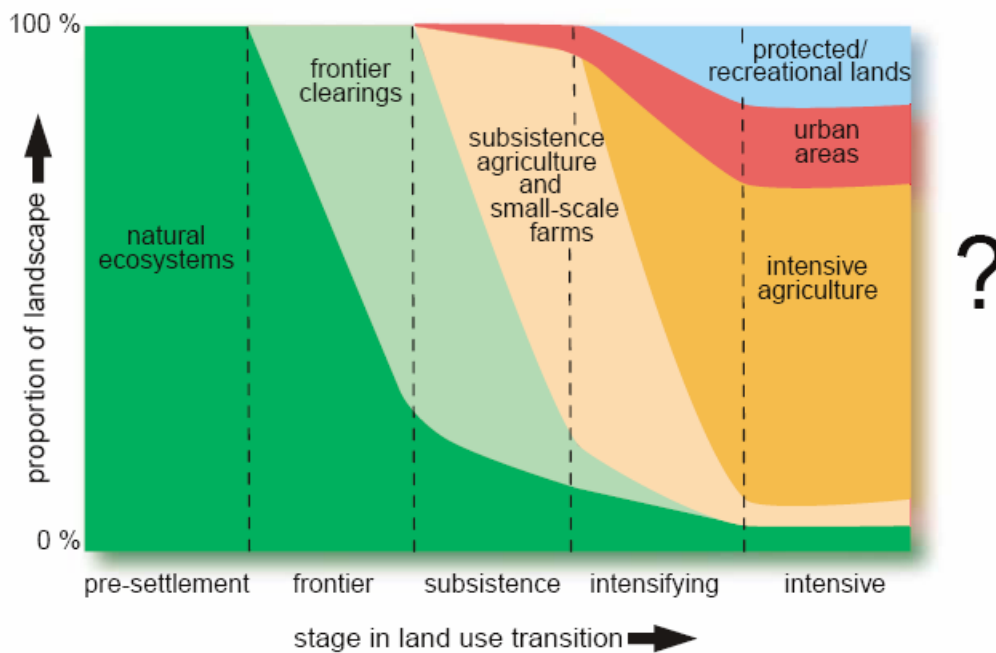


Figura 1. Evolución de la superficie de los continentes ocupada por distintos usos desde el Paleolítico hasta la actualidad (Foley *et al.*, 2005).

Además del espacio ocupado por la agricultura, el modelo de explotación tiene grandes implicaciones en el cambio global. A lo largo de la segunda mitad del siglo XX se ha producido un paulatino cambio de modelo agrícola desde uno tradicional a uno industrial. El tradicional se basa en la imitación o mantenimiento de los procesos ecológicos naturales (Pineda, 2001) y se fundamenta en la autosuficiencia o en la distribución local, en la diversidad de productos y en la obtención de rendimientos a largo plazo (Schmitz *et al.*, 2005). El segundo modelo busca la obtención de altos rendimientos para productos, que en muchas ocasiones son consumidos en lugares muy alejados de la zona de producción, por lo que a los efectos directos hay que añadir los indirectos generados por el transporte a largas distancias.

Los cultivos intensificados se caracterizan por obtener mayores cosechas por hectárea para un cultivo determinado, por una reducción del tiempo de maduración del producto y por una sustitución de cultivos poco productivos por otros muy productivos (Naylor, 1996). Esto se consiguió con la distribución de semillas altamente productivas, la aplicación creciente de insumos y la intensificación de la mecanización, que se acentuaron a partir de los años 60. Este gran cambio fue bautizado como la Revolución Verde. El incremento de la productividad ha sido evidente, y así la producción global de

cereales y el rendimiento por hectárea han aumentado más del doble desde 1960 hasta 2000 (Tilman *et al.*, 2002). Se trata de un modelo fuertemente dependiente de los combustibles fósiles y los aumentos de productividad no son el resultado de un mayor rendimiento en la obtención de energía solar por la fotosíntesis, sino la consecuencia de la aplicación de tecnologías basadas en el consumo de energía fósil (Odum, 1971).

Las consecuencias económicas, sociales y ambientales también han sido muy importantes (Lassaletta y Riveros, 2004). Las ambientales han llevado a la pérdida o deterioro de un gran número de servicios ambientales (Tilman, 1999) y han sido percibidas a todas las escalas: local, regional y global (Matson *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 1999; Benton *et al.*, 2003; Lal, 2004; Lassaletta, 2004; Lassaletta y Rovira, 2005; Smith 2005; Tscharntke *et al.*, 2005; Reidsma *et al.*, 2006). En la Figura 2 se muestra un esquema sintético de las principales consecuencias ambientales del modelo agrícola industrial realizado a partir de la revisión bibliográfica.

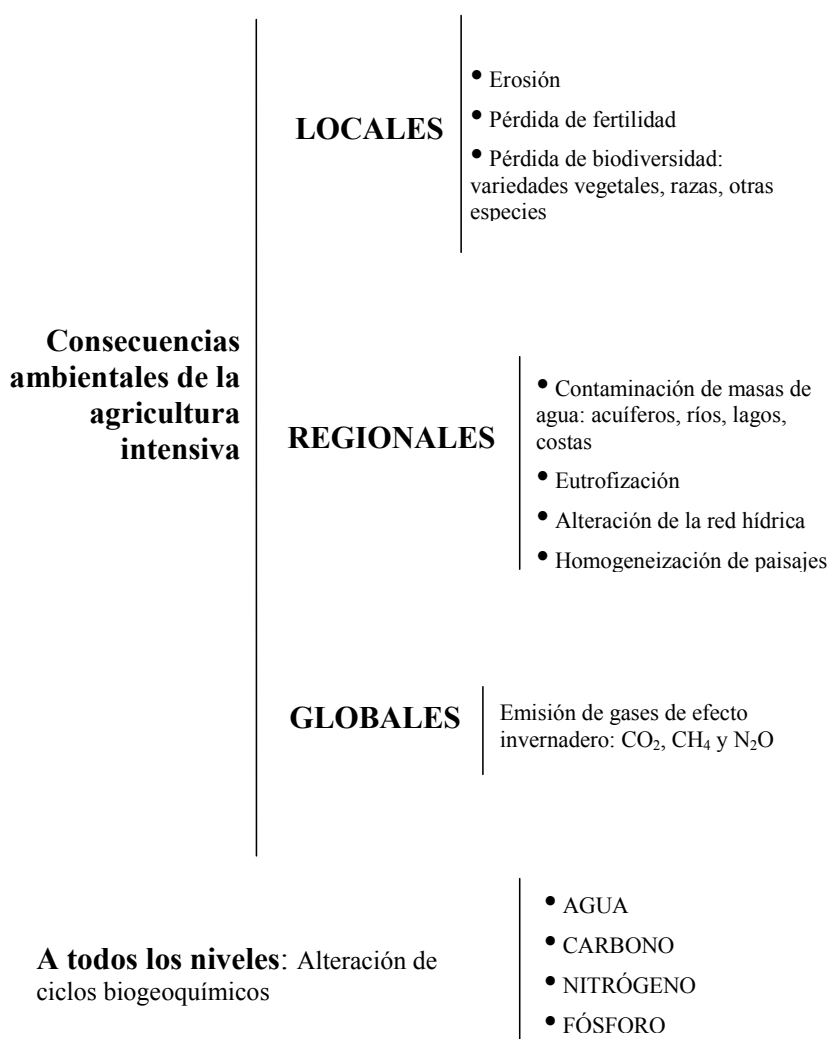


Figura 2. Esquema sintético de las consecuencias que la intensificación de la agricultura ha tenido sobre el medio ambiente a distintas escalas (diferentes fuentes).

1.2 El ciclo del nitrógeno y su alteración

El nitrógeno (N) es un elemento imprescindible para la vida y, aunque es muy abundante en la naturaleza, su mayor proporción se encuentra en formas no biodisponibles para la mayoría de los organismos. Es por tanto un elemento limitante en los ecosistemas que han evolucionado adaptándose a gestionar esta escasez (Vitousek *et al.*, 1997b). El ciclo del nitrógeno es complejo y todavía existen muchas incertidumbres en la comprensión precisa de muchos de sus balances a distintas escalas; pese a todo, muchas de estas incertidumbres están siendo poco a poco despejadas (Galloway *et al.*, 2004).

El 78% de la atmósfera está compuesta por nitrógeno molecular (N_2). Los dos átomos de N están unidos a través de un triple enlace que lo hace inaccesible para la mayoría de los organismos. Algunos grupos de bacterias libres o simbióticas son capaces de reducir el N_2 produciendo amoníaco a través de un proceso llamado fijación de nitrógeno. Aunque el N_2 puede ser fijado también en la atmósfera sin intervención de organismos mediante reacciones fotoquímicas, es un proceso menor en relación a la fijación biológica (Galloway *et al.*, 1995). Los compuestos de nitrógeno generados a partir de la fijación son conocidos como *nitrógeno reactivo* (N_r) y entre ellos se encuentran las especies químicas con actividad biológica. Estos compuestos incluyen formas reducidas como el amoníaco (NH_3) y amonio (NH_4^+), formas oxidadas como los óxidos de nitrógeno (NO_x), el ácido nítrico (HNO_3), el óxido nitroso (N_2O) y el nitrato (NO_3^-) y compuestos orgánicos nitrogenados (Galloway *et al.*, 2003). Una vez que el nitrógeno es fijado, puede ser asimilado directamente e incorporado a la materia orgánica. A través de la descomposición y la amonificación, es liberado al medio en forma de amonio, compuesto que muchos microorganismos y algunas plantas pueden tomar directamente. Mediante la nitrificación, el amonio puede ser oxidado a nitrato pasando previamente por nitrito. El nitrato es el compuesto que habitualmente toman las plantas para incorporar el nitrógeno a la materia orgánica (Tischner, 2000), también puede ser reducido de nuevo a amonio de manera no asimilatoria, mediante la reducción desasimilatoria de nitrato o DNRA (Silver *et al.*, 2001). El nitrato puede ser devuelto a la atmósfera en forma de N_2 por la desnitrificación. Este proceso ocurre en ambientes anaerobios y es la única manera de cerrar el ciclo devolviendo el N a la forma no reactiva N_2 (Seitzinger *et al.*, 2006). En algunas ocasiones se genera N_2O en lugar de N_2 . Además, parte del amonio/amoníaco generado en estos procesos, puede volatilizarse

y llegar a la atmósfera, alcanzando otra vez la superficie terrestre por deposición seca o húmeda.

Una porción del nitrógeno existente puede entrar en un ciclo geológico, mucho más largo, en el que el N orgánico queda incorporado en las rocas sedimentarias y finalmente en las metamórficas, siendo devuelto a la atmósfera por erupciones volcánicas o a la superficie terrestre a través de la meteorización (Holloway y Dahlgren, 2002; Gómez *et al.* 2006). Estas rocas y minerales ricos en nitrógeno son escasos y el efecto de esta vía sobre el ciclo global se considera pequeño (Capone *et al.*, 2006).

Desde el fin de la etapa pre-industrial la entrada de nitrógeno a los continentes se ha duplicado, pasando de 111 a 223 Tg/año (Green *et al.*, 2004). La progresiva alteración del ciclo del nitrógeno que se ha producido a lo largo del siglo XX, es producto fundamentalmente de la intensificación agrícola antes citada (Jordan y Weller, 1996; Vitousek *et al.*, 1997b; Galloway y Cowling, 2002). La actividad humana ha generado la aparición de nuevas vías de entrada de N_r en los ecosistemas: fijación industrial para la producción de fertilizantes, aumento de la extensión de cultivos de especies fijadoras de N (leguminosas y arroz) y producción de formas de N_r por la combustión de combustibles fósiles (Galloway, 1998). El 64% de las entradas corresponde a la producción industrial de fertilizantes, el 20% a la fijación por cultivos y el 16% a la combustión de los hidrocarburos (Galloway *et al.*, 2004). La secuencia de efectos que un mismo átomo de N_r puede causar en la atmósfera, en los ecosistemas terrestres y acuáticos y sobre la salud humana, ha sido denominada la *Cascada de Nitrógeno* (Galloway *et al.*, 2003).

El proceso de Haber-Bosch, desarrollado entre 1981 y 1931, nos ha permitido fijar el N_2 de forma industrial, proceso que antes solo podía ser realizado por algunos grupos de microorganismos. Se obtiene así amoníaco a partir de H_2 , N_2 y un catalizador, siendo el proceso básico de la producción industrial de fertilizantes. En la actualidad se calcula que el 40% de la población humana depende directamente del nitrógeno fijado de esta forma (Smil, 2001).

1.2.1 El ciclo del N en una cuenca agrícola

En un territorio sometido a una explotación agrícola, las entradas antropogénicas de N_r corresponden a los fertilizantes inorgánicos, la fijación biológica extra de algunos

cultivos, la deposición atmosférica, los fertilizantes orgánicos y residuos de cultivos, que representan el 46%, el 20%, el 12% el 11% y el 7% del total, respectivamente. A su vez, las salidas potenciales son: la cosecha, la emisión de gases (NO , N_2 , N_2O), la volatilización de amonio, el transporte de los lixiviados, la erosión del suelo y el transporte por escorrentía superficial (Smil, 1999; Cassman *et al.*, 2002). La contaminación que produce este N con un origen difuso sobre el territorio agrícola, junto con la producida por el fósforo (P) y los productos fitosanitarios es conocida como *contaminación agraria difusa* (Carpenter *et al.*, 1998). También pueden existir otros aportes focales de N y P debidos a vertidos llamados puntuales, como pueden ser los industriales y los de las estaciones depuradoras de aguas residuales (Merseburguer *et al.*, 2005).

En una estima global, los cultivos de los tres cereales principales (trigo, maíz y arroz) reciben el 56% del N aplicado en la fertilización industrial (Cassman *et al.*, 2003). Por otra parte, en Europa, la agricultura es responsable de entre el 50% y el 80% de los aportes extras de N sobre los ecosistemas (EEA, 2005). Del N que entra al cultivo por las fuentes citadas, el que no es asimilado por el cultivo ni retenido en el suelo será finalmente exportado a la atmósfera o a los ecosistemas adyacentes. En la Figura 3 se muestra un esquema conceptual del ciclo del nitrógeno en un agroecosistema. Para que este esquema sea más completo, además de la exportación de N lixiviado, habrá que añadir la escorrentía superficial (Haag y Kaupenjohann, 2001) y las entradas por deposición originadas en la combustión de hidrocarburos.

El amonio puede quedar adsorbido a los complejos de cambio u oxidarse fácilmente a nitrato a través de la nitrificación. El nitrato sin embargo es muy soluble y por tanto fácilmente lixiviable y exportable en disolución (Smil, 1999). Galloway *et al.* (2003) estiman que del 100% del N_r que entra en todos los cultivos del planeta, tan solo un 30% es extraído a través de la cosecha anual, mientras que el 70% es exportado a la atmósfera, a las aguas o es potencialmente utilizable en próximas cosechas al quedar retenido en el suelo. La cantidad de N que es exportado a través de los ríos está linealmente relacionada con la cantidad de N aplicado por unidad de superficie (van Bremen *et al.*, 2002). Sin embargo, existen factores regionales y locales como son el tipo de suelo, el clima o las condiciones de manejo que son clave para definir la cantidad final de N que será exportada (Di y Cameron, 2002). El nitrógeno disuelto, fundamentalmente en forma de nitrato, percolará a través del suelo discuriendo hacia

los cauces fluviales, a través de los flujos subsuperficiales y podrá alcanzar las aguas subterráneas llegando al corredor fluvial en un tiempo variable en función de la estructura y la tasa de renovación del acuífero (Haag y Kaupenjohann, 2001). En las cuencas con litologías impermeables los flujos subsuperficiales son los predominantes.

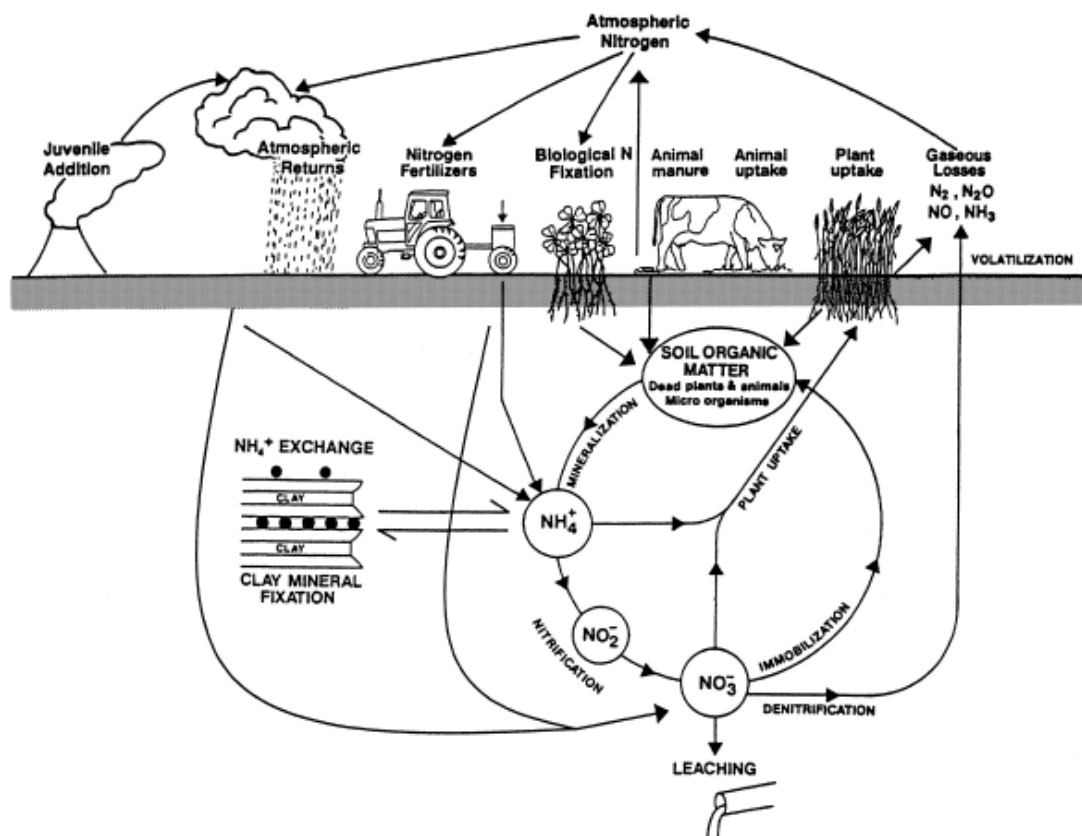


Figura 3. Esquema del ciclo del N en un agroecosistema en el que se incluyen las posibles entradas y las transformaciones del mismo en el suelo (Di y Cameron, 2002).

El corredor fluvial está formado por un conjunto de subsistemas conectados hidrológicamente: la zona riparia, la parafluvial, el hiporreos y el agua fluvial. Cuando el nitrógeno alcanza alguno de estos subsistemas, se pueden producir una serie de transformaciones que finalmente determinarán la cantidad y forma con la que pase a otro subsistema (Fisher *et al.*, 1998). La zona riparia (Peterjohn y Correl 1984; Hill 1996; Sabater *et al.*, 2003), el hiporreos (Triska *et al.*, 1989b; Triska *et al.*, 1993; Jones y Holmes 1996; Malard *et al.*, 2002), el propio cauce y el bentos (Peterson *et al.*, 2001; Bernot y Dodds, 2005) junto con las zonas de transición, juegan un papel clave en su retención y procesado. Si se produce una desnitrificación será retirado definitivamente

del sistema. El nitrógeno que no sea retenido en los ecosistemas fluviales será definitivamente exportado a los mares y océanos.

En el río, el N y los demás nutrientes pueden viajar aguas abajo, entrar en contacto con los sedimentos, ser asimilados por los productores primarios y entrar en las redes tróficas. Finalmente serán devueltos al agua. Este ciclo de los nutrientes en el río ha sido denominado *espiral de nutrientes* (Webster y Patten, 1979) y la distancia media que recorre un mol de un nutriente para completar su ciclo es la *longitud de la espiral* (Newbold *et al.*, 1981). En la Figura 4 se muestra un modelo conceptual de la dinámica del nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) en un río con los distintos procesos implicados.

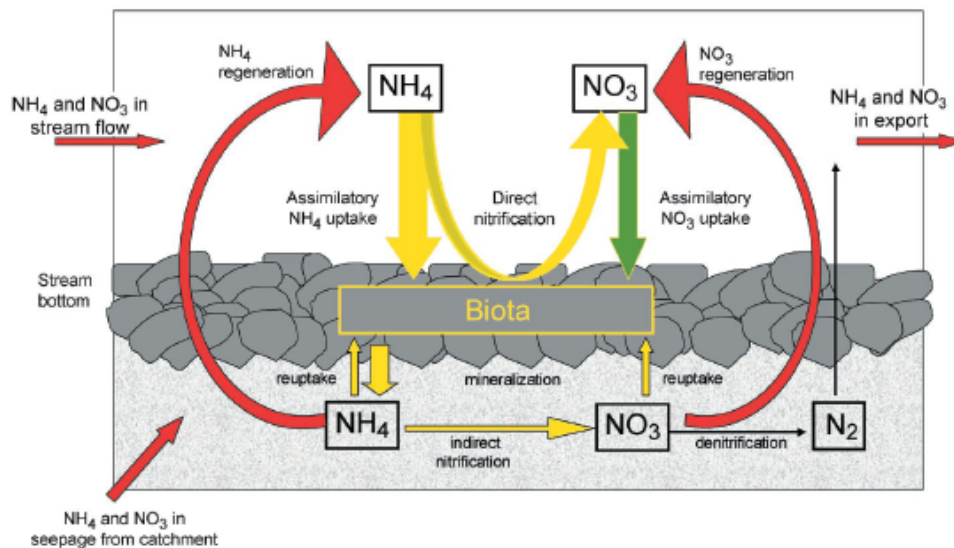


Figura 4. Modelo conceptual de la dinámica del nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) en el cauce de un río (Peterson *et al.*, 2001).

1.2.2 Consecuencias de la alteración del ciclo del N

La dispersión de tal cantidad de nitrógeno antropogénico, está produciendo una *saturación* de nitrógeno en los ecosistemas. Este aspecto ha sido considerado en bosques sometidos a crónicas de N por deposición (Aber *et al.*, 1989; Aber *et al.*, 1998; Peterjohn *et al.* 1996; Lovett *et al.*, 2000). Actualmente, el concepto de saturación también está siendo aplicado y estudiado en los sistemas lóticos sometidos a entradas crónicas de N (Bernot y Dodds, 2005; Earl *et al.*, 2006). Existen diferentes definiciones para la saturación de N, que Fenn *et al.* (1998) sintetizaron como la condición por la cual: (1) el N disponible supera la demanda biológica; (2) la vegetación de un ecosistema no aumenta su crecimiento como respuesta a nuevas adiciones de N,

aunque no haya limitación por otros factores; y (3) las pérdidas de N se aproximan o exceden a las entradas, superándose así la capacidad de retención del sistema.

El enriquecimiento de N y la saturación por la deposición atmosférica producen diversos efectos directos e indirectos sobre los ecosistemas terrestres receptores (Manning *et al.*, 2006), como son la lixiviación del nitrato (Gundersen *et al.*, 2006), el incremento de la cantidad de N presente en tejidos foliares (Pitcairn *et al.*, 2006), la alteración de componentes o procesos del ecosistema como la relación C/N, la tasa de nitrificación y la tasa de mineralización (Peterjohn *et al.*, 1996; Asner *et al.*, 2001), la alteración del balance neto de carbono (Austin *et al.*, 2003) y de o la alteración de la estructura y función de las comunidades vegetales (Fenn *et al.*, 2003; Gilliam, 2006).

En las cuencas muy antropizadas, además de las entradas potenciales por deposición se produce una aportación difusa por la fertilización agrícola y la entrada puntual por vertidos directos. Las consecuencias de la sobrefertilización sobre los propios cultivos son la alteración de la fertilidad del suelo y de la calidad del producto cultivado (Thompson y Troeh, 1988).

Los efectos negativos de los excesos de N sobre las masas de agua continental serán de diferente consideración en función de la intensidad del flujo, su duración y el estado previo de saturación de los sistemas receptores. La consecuencia más habitual y estudiada es la eutrofización de las aguas, que Smith *et al.* (1999) definen como “el proceso por el cual un cuerpo de agua se hace más eutrófico debido a un incremento en el aporte de nutrientes”. Este fenómeno tiene una serie de consecuencias que producen finalmente una grave alteración de la estructura y función del ecosistema. Entre los principales efectos de la eutrofización en ríos, Smith *et al.* (1999) señalan el incremento de la biomasa y alteración de la composición específica, el aumento de la turbidez, la aparición de malos olores, la alteración del pH y del oxígeno disuelto, la desaparición del hábitat para macroinvertebrados y peces, y el aumento de la mortalidad de estos últimos. En un estudio sobre la eutrofización de las aguas continentales españolas realizado por Álvarez-Cobelas *et al.* (1991) que se basó en el fósforo, se estimó que el 63% de las aguas fluviales podrían considerarse eutrofizadas en mayor o menor medida.

Algunos parámetros de la espiral de nutrientes y por tanto la capacidad de procesado, podrán verse alterados por las entradas crónicas de N (Sabater y Martí, 2000; Earl *et al.*,

2006). Finalmente, el N y el P en exceso que alcanzan los mares podrán ocasionar afloramientos (*blooms*) de fitoplancton (Beman *et al.*, 2005).

Los distintos compuestos inorgánicos nitrogenados, pueden tener un efecto tóxico sobre las poblaciones de animales acuáticos, que dependerá de la concentración del compuesto y del tiempo de exposición. De todos los compuestos el amoníaco es el más tóxico y el amonio y el nitrato los menos tóxicos (Camargo y Alonso, 2006).

El efecto del incremento de N en los ríos afectará al estado ecológico de los sistemas fluviales (Donohue *et al.*, 2006) y se detectará finalmente en un descenso en los índices de integridad biótica (Miltner y Rankin, 1998).

Los compuestos nitrogenados pueden producir un deterioro del agua entendida como recurso de consumo humano, ya que la ingesta de cierta cantidad de compuestos nitrogenados puede producir enfermedades de diversa gravedad y consideración en función de la dosis y el compuesto (Townsend *et al.*, 2003). También desde esta perspectiva, la eutrofización produce el atasco de las conducciones de agua, afecta al proceso de depuración de las plantas de tratamiento de aguas residuales y restringe el uso de áreas recreativas y de baño.

Otras consecuencias generales de la alteración global del ciclo del nitrógeno son la pérdida de biodiversidad de las plantas adaptadas a gestionar su escasez y de los animales y microorganismos que dependían de ellas (Vitousek *et al.*, 1997b; Suding *et al.*, 2005). La aceleración del cambio climático debido a la emisión del potente gas invernadero N₂O (Matson y Vitousek, 1990) y la acidificación de los ecosistemas acuáticos y terrestres (Kangas y Syri, 2002) son otros efectos a considerar.

1.3 El ciclo del fósforo y su alteración

El fósforo es otro elemento esencial para la vida y limitante en la mayoría de los ecosistemas, aunque es empleado por los organismos en menor proporción que el N, por ejemplo, en la biomasa de un lago existe una relación de un átomo de P por cada 16 átomos de N y 106 de carbono (Redfield, 1958). El ciclo del P y sus implicaciones han sido menos estudiados que el ciclo del N.

Tras hacer una búsqueda de las publicaciones científicas en la base de datos *Current Contents* (<http://www.isiwebknowledge.com/>) registradas en los últimos 20 años, se

encontraron 728 artículos que incluían *Nitrogen cycle* en el título, resumen o en las palabras clave, frente a los 107 con *Phosphorus cycle*. En ambos casos se ha producido un aumento significativo de publicaciones con el tiempo, lo que indica existencia de un interés creciente en la comunidad científica por dichos temas. El modelo de regresión que aparece en la Figura 5 es mucho más explicativo y con mayor pendiente en el caso del nitrógeno, indicando un mayor interés. Si se observa el impacto de ambos términos en Internet utilizando el buscador *Google*, la proporción es aún mayor: 516000 entradas para el ciclo del nitrógeno, frente a 58700 para el fósforo.

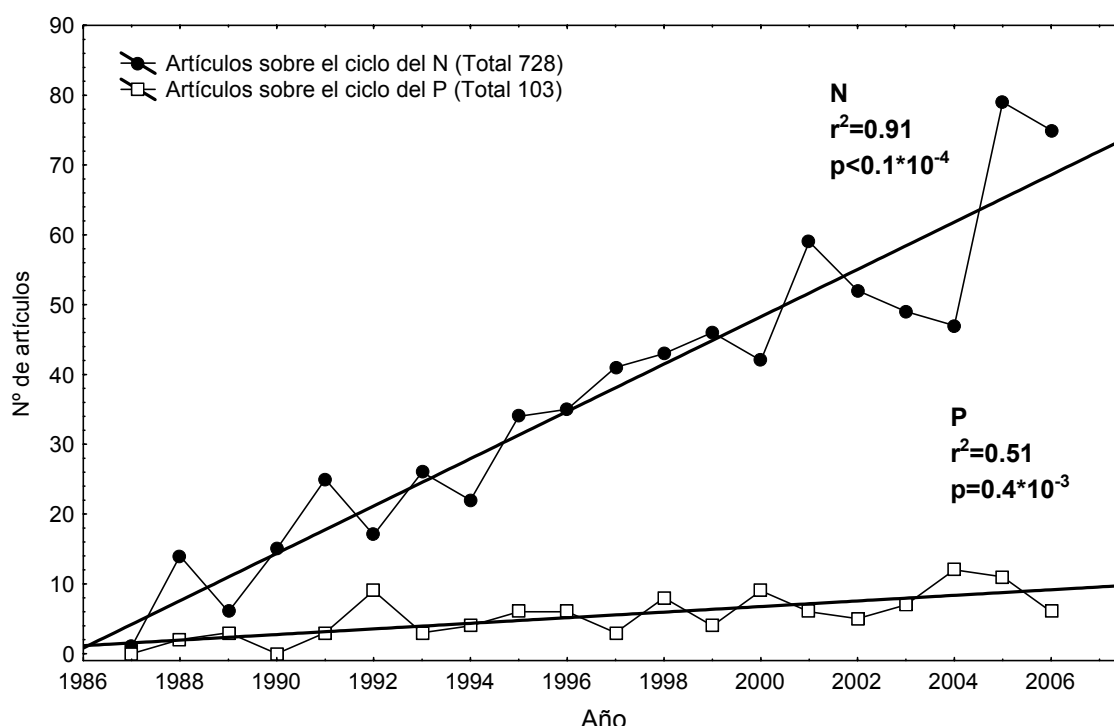


Figura 5. Evolución del número de artículos científicos que incluyen el término *Nitrogen Cycle* y *Phosphorus Cycle* en el periodo 1987-2006. Datos obtenidos en la base de datos *Current Contents*.

Smil (2000), en una completa revisión sobre el ciclo del P, señala algunas diferencias básicas entre el ciclo del N, el del C y el del P. Entre ellas, cabe destacar las siguientes características para el ciclo del P: (1) ausencia de formas gaseosas perdurables y una reserva atmosférica mínima; (2) esto produce un ciclo lento y su ciclo completo ha de contemplarse a una escala de tiempo geológica; (3) aunque los procesos mediados por los organismos vivos son importantes, el ciclo no está dominado por la biota y los elementos físicos de transferencia toman un papel especialmente importante.

El aporte natural de P a los ecosistemas se produce por la meteorización de las rocas fosforadas, siendo la apatita y la fosforita el mineral y roca, respectivamente, con mayor

cantidad del elemento (Doménech, 2000). Dejando a un lado el ciclo geológico (10^7 - 10^8 años), a la escala de tiempo de la civilización humana (10^3 años), el ciclo global del P consiste en un flujo prácticamente unidireccional que comienza con la meteorización de las rocas fosforadas, su erosión y transporte por escorrentía en formas solubles y particuladas hasta los océanos (Smil, 2000).

Existen pequeños ciclos anidados muy eficientes y con una alta tasa de renovación con rápidas transferencias de P entre los organismos de un ecosistema terrestre. Algunos escasos procesos naturales permiten que el P pueda volver a los continentes desde el océano, como son la migración de los peces anádromos, que habiéndose alimentado en el mar, suben a frezar a los ríos realizando un aporte importante de nutrientes (Merz y Moyle, 2006), el fósforo contenido en las deposiciones (guano) que aportan sobre los continentes algunas aves que se han alimentado en el mar (Hawke, 2005) y la pesca.

La dinámica y transferencia del fósforo en una cuenca hidrográfica presentan según Haygarth y Sharpley (2000) unos procesos clave que son la erosión y la lixiviación; y unas rutas de transferencia principales que son los flujos superficiales, los flujos subsuperficiales y los flujos subterráneos.

La principal forma soluble de P en la biosfera es el ortofosfato (PO_4^{3-}) que suele ser rápidamente fijado o retenido en el suelo. En suelos ácidos se fija a los complejos de cambio arcillosos a través de puentes con iones metálicos (Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{2+}); y en los básicos forma un compuesto insoluble con los iones de calcio (Ca^{2+}) (Doménech, 2000). Por este motivo en el ciclo del fósforo la escorrentía y los flujos superficiales son procesos clave más importantes que los asociados a la lixiviación y transporte de P disuelto (Smil, 2000; Sharpley *et al.*, 2001).

Según Smil (2002) la alteración del ciclo del fósforo por acción humana se produce fundamentalmente por:

- la intensificación de los flujos naturales, como es el caso del cambio de usos del suelo por sustitución de bosques por cultivos, proceso que ha triplicado la erosión global, aumentando así uno de los caminos habituales de exportación de fósforo;
- el aporte de vertidos industriales y urbanos ricos en materia orgánica fosforada o en detergentes fosforados;
- la aplicación de fertilizantes fosforados a los cultivos.

La minería de fósforo comenzó en 1841 con el tratamiento con ácido sulfúrico de las rocas ricas en fósforo. Del fósforo extraído se emplea un 80% para la obtención de fertilizantes, un 12% para detergentes, 5% para piensos y un 3% para otras aplicaciones diversas (Steen, 1998).

La principal entrada de P en un cultivo se debe a la fertilización (Smil, 2000). El fósforo aplicado queda rápidamente retenido en las capas superficiales del suelo, exportándose con dificultad hacia las capas más profundas. Sharpley *et al.*, (2003) muestran como en un terreno agrícola, apenas existe fósforo en las capas profundas del suelo, independientemente de la cantidad de fertilizante aplicado.

El P que no sea asimilado por la vegetación, podrá ser exportado. En la Figura 6 se muestran las vías potenciales del movimiento del fósforo en una cuenca agrícola, desde que es aplicado al cultivo hasta que alcanza los cauces fluviales. Un gran número de factores como la meteorología, la estacionalidad, la edafología, la superficie de los cultivos y el tipo labores realizadas determinarán la cantidad de P, particulado o disuelto, que será exportado en cada ruta (May *et al.*, 2001; Haygarth *et al.*, 2000; Wang *et al.*, 2004).

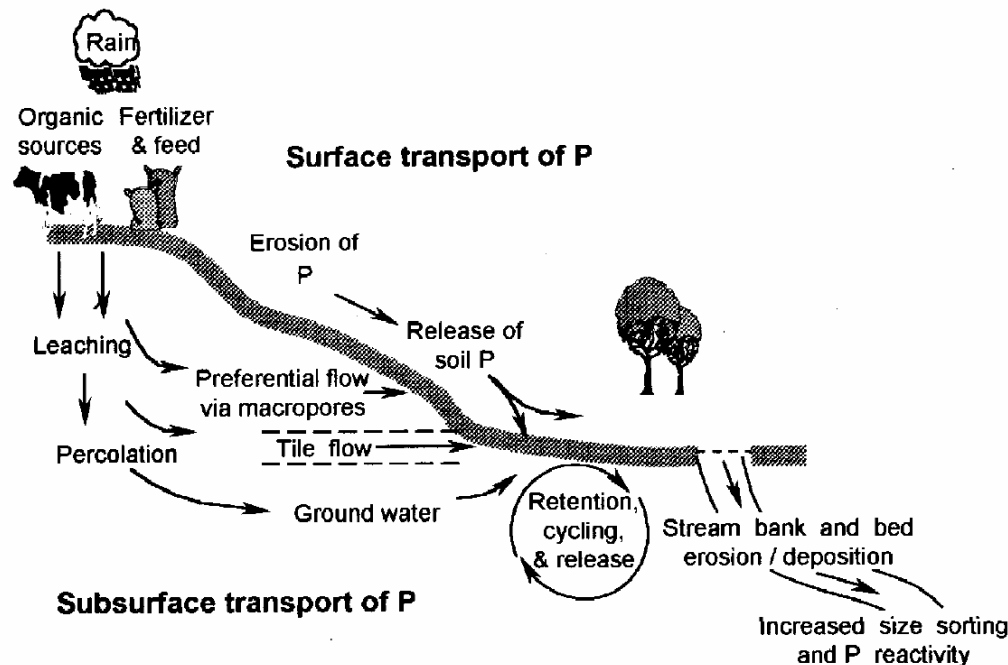


Figura 6. Flujos potenciales de P en una cuenca agrícola desde que es aplicado a los cultivos hasta que llega al río (Modificado a partir de Sharpley *et al.*, 2001).

Pese a que habitualmente se realiza una fertilización intensiva, la cantidad de P que es transferido desde los cultivos es pequeña debido a su alta retención en los suelos (Haygarth *et al.*, 2005a) y aumentará conforme aumente la tasa de erosión del terreno.

El fósforo también puede ser retenido, procesado y transformado en los distintos compartimentos del corredor fluvial. La desventaja en comparación con el N es que no existe un proceso como la desnitrificación que permita cerrar el ciclo, revertiendo así el problema y solo podrá producirse el cierre del ciclo a una escala de tiempo geológica. Tanto los ecotonos riparios (Perterjohn y Correl 1984; Corley *et al.*, 1999), como el propio cauce (Meyer y Likens, 1979; Martí y Sabater, 1996; Butturini y Sabater, 1998), poseen una capacidad de retención de P grande pero variable. Los sedimentos hiporreicos y la interacción entre fosfato disuelto en el agua y el de los sedimentos, a través de procesos de adsorción-desorción, juegan un papel clave en el balance del fósforo y en la cantidad circulante y finalmente exportada (Klotz, 1991; Butturini y Sabater, 1999).

A las fuentes difusas también hay que añadir los vertidos puntuales directos (Némery *et al.*, 2005). En Europa, el P de los ríos ha tenido un origen principalmente puntual debido a los vertidos industriales y urbanos. El gran esfuerzo realizado en el control de estos últimos y en la mejora de los sistemas de depuración, ha supuesto que en muchas cuencas la agricultura se haya convertido en la fuente principal de P (EEA, 2005). En un documento de la UE (EEA, 2003) se indica que, de forma general, el problema de contaminación por fósforo está siendo corregido gracias al control de vertidos, a la utilización de detergentes sin fosfatos y a la reducción de la aplicación de fertilizantes fosforados. Por el contrario los problemas de contaminación generados por el nitrógeno de origen agrícola no están siendo solucionados.

La consecuencia principal de la alteración del ciclo del P es la eutrofización de las masas de agua (Smil, 2000; Haygarth *et al.*, 2005b) que en los ríos producirá una disminución de su calidad ecológica (Donohue *et al.*, 2006) como ya se comentó en el apartado correspondiente al N. Por otro lado, Wassen *et al.* (2005), en una investigación innovadora, plantean la posibilidad de que sea la alteración del ciclo de fósforo más que la del nitrógeno la que juega un papel clave en la alteración algunos ecosistemas europeos y asiáticos (estrato herbáceo de diversos sistemas húmedos y secos).

1.4 La Política Agraria Común Europea y la situación española

La Política Agraria Común (PAC) de la Unión Europea ha sido y es la mayor generadora de cambios en el medio rural europeo tanto a escala espacial como temporal (Baudry, 2003), siendo la principal impulsora del cambio de modelo agrícola. Con la firma del tratado de Roma en 1957 y la creación de la CEE se dio luz verde a la primera PAC que afectaba a los seis países firmantes. Sus objetivos principales fueron: el incremento de la productividad agraria, asegurar el nivel de vida de los agricultores, estabilizar los mercados de alimentos, asegurar el abastecimiento y garantizar unos precios razonables a los consumidores (Ferrer, 2006). Desde su promulgación ha sufrido varias reformas importantes, aunque desde el punto de vista ambiental tan sólo la última, firmada en 2003 (Reglamentos (CE) nº 1782/2003 y 796/2004), ha supuesto un cambio significativo, por lo menos en sus objetivos e intenciones. Esta reforma estará plenamente en vigor en el periodo 2007-2013.

España se incorpora a la PAC a su entrada en la UE en 1986. El cambio de modelo ha tenido grandes consecuencias en el medio rural: despoblamiento progresivo, ausencia de relevo generacional y desaparición paulatina de los servicios y prestaciones sociales (Lassaletta y Riveros, 2005). En los terrenos agrícolas existentes se han producido dos situaciones opuestas: abandono de las zonas de laboreo extensivas en las zonas marginales o menos productivas, e intensificación de los sistemas de producción en las zonas extensivas no marginales y en las tierras más productivas. Varela-Ortega y Sumpsi (2002) han estimado que el 52 % de las tierras han sido abandonadas mientras que el 48% de las explotaciones han sido intensificadas. Las consecuencias ambientales del abandono son muy variables, desde el aumento de la erosión, de los incendios o la pérdida de la biodiversidad asociada a estos paisajes (Bernáldez, 1991). Prueba del proceso de intensificación es que, pese al abandono de más del 50% de las tierras, el consumo de fertilizantes nitrogenados y fosforados no ha hecho más que crecer en los últimos 20 años (Figura 7).

En la actualidad, de los 12.1 millones de hectáreas dedicadas a la agricultura en España 6.5 corresponden a cultivos de cereal (trigo, cebada, centeno, arroz, maíz y avena), de los cuales 5.9 millones son de cereal de invierno (trigo y cebada) muchas veces en rotación (MAPA, 2004). Estos sistemas de explotación se basan en la aplicación de agroquímicos, tanto fertilizantes como pesticidas, durante el invierno y la primavera. De

los 10 391 km² de superficie de la Comunidad Foral de Navarra, el 20% corresponden a cultivos de cereal (MAPA, 2004).

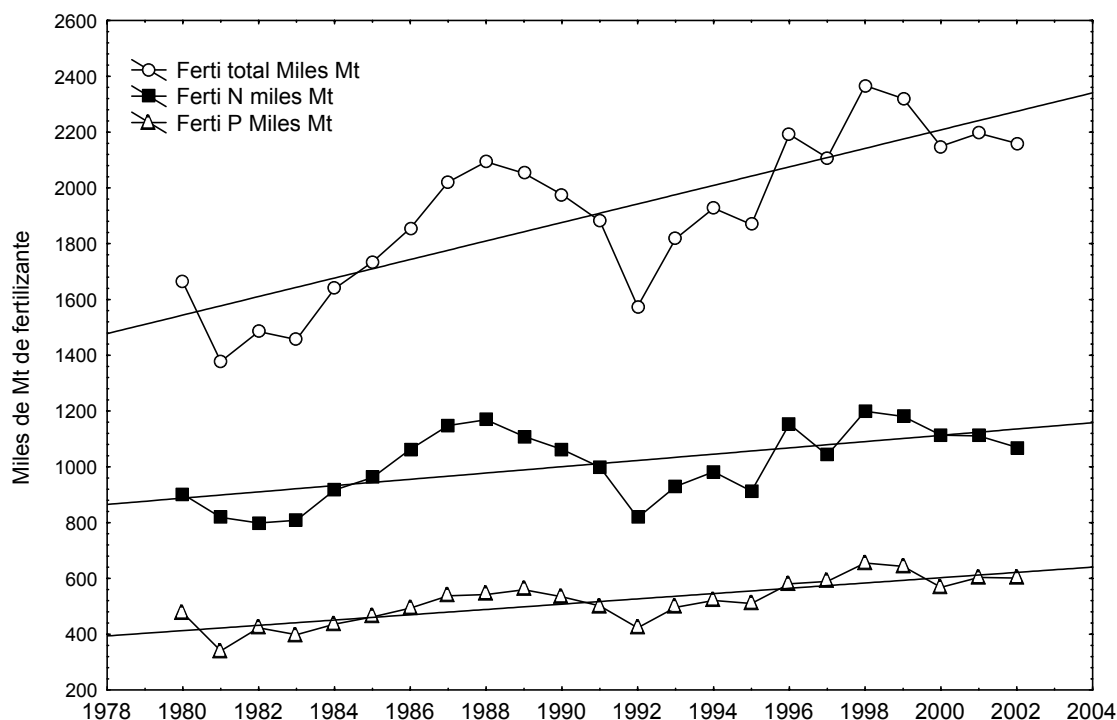


Figura 7. Evolución del consumo de fertilizantes en España en las últimas dos décadas realizada a partir de datos publicados por la FAO (<http://www.fao.org>).

1.5 Normativa vigente y límites de concentración de nutrientes en aguas fluviales

Actualmente, en relación con la problemática de la contaminación de las aguas por nutrientes, existen muchas normativas que establecen valores límite para las concentraciones de diversas sustancias principalmente en función del uso potencial del agua. La Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (2000/60/EC; DMA) supera esta visión reduccionista buscando una calidad para el estado ecológico, químico y biológico de las masas de agua. La DMA dentro de su programa de trabajos incluye la delimitación de las masas de agua, la tipificación de las mismas y el establecimiento de unas condiciones de referencia con el objetivo de detectar presiones y establecer programas de conservación y restauración. Durante el año 2005, el Ministerio de Medio Ambiente (MMA) ha desarrollado una serie de talleres para promover la participación pública y el asesoramiento en los procesos de tipificación (9-feb-05), el establecimiento de las condiciones de referencia (25-may-05), y el desarrollo de los protocolos de muestreo y análisis biológicos (14-dic-05). El ambicioso propósito de la Directiva

europea es que en el año 2015 todas las masas de agua se aproximen a una calidad ecológica similar a la de las estaciones de referencia, ya sean ríos, lagos, aguas de transición o costeras. Muchas de las normativas vigentes sobre la calidad del agua quedarán derogadas 7 o 13 años después de la entrada en vigor de la DMA, sin embargo algunas son utilizadas en la fase de detección de presiones e impactos sobre las aguas. Este es el caso de la Directiva 78/659/CEE sobre la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces o el de la Directiva sobre las aguas potable 75/440/CEE.

La directiva de Nitratos 91/676/CEE tiene como objetivo proteger las aguas contra la contaminación producida por los nitratos utilizados en la agricultura, detectando y designando previamente zonas vulnerables. Esta Directiva, que queda transpuesta a la legislación española a través del Real Decreto 261/1966, no será derogada por la DMA y utiliza valores basados en la Directiva 75/440/CEE de aguas superficiales para agua potable, para establecer límites guía y máximos de concentración de nitratos.

Existen otras Directivas que no quedarán derogadas por la DMA como la Directiva de aguas de baño (76/160/CEE), sobre agua potable (80/778/CEE) y la del tratamiento de aguas residuales (91/271/CEE). Sin embargo, no existen límites legales para el control la eutrofización. La DMA plantea una aproximación mucho más interactiva que atiende a las particularidades locales con una sensibilidad ecosistémica.

La Confederación Hidrográfica del Ebro (CHEBRO) es la confederación que tiene la responsabilidad de gestión sobre la cuenca del Galbarra (cuenca objeto de estudio de esta tesis) y establece unos umbrales de control y objetivos de mejora con el objetivo de localizar presiones e impactos. Cuando esos umbrales son sobrepasados, realiza registros en sus informes anuales:

<http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/Calidad/CalidadDeAguas.html>.

La Confederación considera de especial importancia el control del nitrógeno y del fósforo debido a su potencialidad de producir la eutrofización de las aguas. La CHEBRO (CHEBRO, 2003) realizó un estudio de las aguas subterráneas estableciendo cuatro categorías de vulnerabilidad en función de la concentración de nitrato:

- 0-25 mg/L, de NO_3^- *sin contaminar*;
- 25-50 mg/L, *en riesgo de contaminación*;
- 50-100 mg/L, *contaminadas*;

- >100 mg/L, *muy contaminadas*.

Para aguas superficiales se fija el valor propuesto por la Directiva 75/440/CEE (Tabla 1). En este caso establecen 25 mg/L de NO_3^- como umbral para tener en cuenta y 50 mg/L como imperativo.

Para el amonio en aguas salmonícolas, la CHEBRO se basa en la Directiva 78/659/CEE acerca de la vida de los peces, que establece valores guía de 0.04 mg/L de NH_4^+ y valores imperativos de 1 mg/L de NH_4^+ para el amonio. Esta Directiva, establece los valores guía pero no los imperativos para los nitritos, que en el caso de la aguas salmonícolas es 0.01 mg/l de NO_2^- .

La Directiva 98/83/CE sobre la calidad del agua potable establece un límite de de 0.5 mg/L de NO_2^- . Un gran número de estudios pretenden establecer límites para la toxicidad del nitrito en función de la exposición y del organismo (ver Camargo y Alonso, 2006). Alonso (2005) recomienda un rango de 0.26 – 1.1 mg/L de NO_2^- (por lo menos a exposiciones cortas) como el adecuado para proteger la fauna acuática más sensible.

El límite para fosfatos propuesto por Directiva 75/440/CEE (0.94 mg/L) supone una concentración excesivamente alta. La Agencia de Protección Ambiental de EEUU fija límites mucho más estrictos, especialmente para las aguas que desembocan directamente en lagos o embalses (0.15 mg/L de PO_4^{3-}). Para el resto de aguas propone los 0.30 mg/L de PO_4^{3-} (USEPA, 2003). La CHEBRO tiene en cuenta estos criterios y asume como propias las recomendaciones de la USEPA (CHEBRO, 2004).

En la Directiva 78/659/CEE se establece un límite para los sólidos en suspensión (SS) en aguas salmonícolas y ciprinícolas de 25 mg/L. En ambos casos se consideran excepcionales las crecidas importantes y los periodos de tormentas fuertes.

Por otra parte Camargo *et al.* (2005) realizan una experimentación y una revisión de la toxicidad de nitrato en exposiciones medias o largas. Concluyen que exposiciones prolongadas a concentraciones superiores a 44 mg/L de NO_3^- pueden tener efectos adversos para distintas especies de invertebrados, peces y anfibios. Proponen los 8.8 mg/L de NO_3^- a partir de los cuales los organismos más sensibles comenzarán a verse afectados.

Tabla 1. Valores guía e imperativos para nitrato, amonio, nitrito, fosfato y sólidos en suspensión recogidos por las distintas normativas ambientales y propuestos por algunos autores, referidos a las concentraciones para diferentes tipos de agua y usos. Los valores han sido transformados a las unidades que habitualmente se emplearán en este trabajo. Las concentraciones referentes a las diferentes especies nitrogenadas se expresan como el peso del átomo de N en la molécula. G = nivel guía; I=imperativo

Normativa	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)		N-NH ₄ ⁺ (μg/L)		N-NO ₂ ⁻ (μg/L)		PO ₄ ³⁻ (μg/L)		SS (mg/L)	
	G	I	G	I	G	I	G	I	G	I
Nitratos 91/676/CEE	5.68	11.36								
Aguas sup. 75/440/CEE	5.68	11.36						940		
Vida peces 78/659/CEE			31	776	3		200		25 ⁽¹⁾	
Recomendación EPA ⁽²⁾							150	300		
Agua consumo 98/83/CE						151				
Camargo <i>et al.</i> (2005)	2.00 ⁽³⁾	10 ⁽⁴⁾								
Alonso (2005)						80-350 ⁽⁵⁾				

Nota: En el caso de que existan límites para aguas salmonícolas y ciprinícolas se aporta el dato de las para las salmonícolas.

Las unidades están convertidas para poder comparar con los datos propios más cómodamente.

(1): Admite excepciones en caso tormentas

(2): Recomendaciones para evitar la eutrofización. EL valor menor es para aguas que alcancen lagos o embalses.

(3): Límite a partir del cual los organismos acuáticos más sensibles de los ríos se verán afectados.

(4): Límite a partir del cual los organismos acuáticos más la mayoría de las especies acuáticas de los ríos se verán afectadas.

(5): Rango adecuado para proteger especies más sensibles (exposiciones cortas).

1.6 Consideraciones acerca de la escala espacial seleccionada para este estudio

El problema de la escala es uno de los principales retos y tareas al que se tienen que enfrentar los ecólogos fluviales (Allan, 2004a). Los sistemas fluviales presentan una estructuración jerárquica anidada, que va desde el microhábitat a nivel de microescala, hasta el nivel macroscópico de la cuenca hidrográfica (Frissell *et al.*, 1986). Desde los influyentes trabajos de Likens *et al.* (1967 y 1970) sobre balances de nutrientes en Hubbard Brook, una cuenca impermeable de 3000 ha en EEUU, los trabajos sobre nutrientes a escala de cuenca hidrográfica se han multiplicado. La DMA adoptó acertadamente ese nivel de observación. En esta aproximación, la consideración del río como un sistema vectorial al que confluyen otros vectores es fundamental, como lo son también las condiciones del territorio drenado. Según Borman y Likens (1967) las cuencas pequeñas tienen el tamaño adecuado para la realización de estudios sobre nutrientes.

También hay que tener en cuenta que las modificaciones resultantes de los procesos de contaminación agraria difusa operan a una escala de cuenca hidrográfica (Martí *et al.*,

2006), lo que reafirma la elección de esta escala de trabajo para el estudio de fenómenos de este tipo. Los hidrólogos consideran que las cuencas pequeñas, con longitudes de entre 3 y 30 km y superficies de entre 10 y 10³ km², deben considerarse como un nivel de observación de mesoescala (Becker, 1992). La cuenca del río Galbarra es el objeto de estudio de esta tesis doctoral y posee una superficie de 23 km².

Según Álvarez-Cobelas *et al.* (2005) la limnología de los ecosistemas mediterráneos todavía necesita de la aportación de un gran número de trabajos con una perspectiva integradora para relacionar los procesos terrestres con los acuáticos. Haygarth *et al.* (2005b), en un trabajo fundamental sobre el fósforo a nivel de cuenca hidrográfica, plantean la existencia de un gran problema por la falta de interacción entre investigadores de distintas disciplinas que produce una insuficiente integración del conocimiento para poder obtener imágenes del problema mucho más completas. Los autores señalan la existencia de un gran número de datos sobre los flujos de nutrientes en el propio campo de cultivo (a microescala) obtenidos por edafólogos y agrónomos y otros tantos tomados por limnólogos en ríos, a mayores escalas de trabajo. Sin embargo, la ausencia de coordinación impide la complementación de estos conocimientos. En la Figura 8 se plantea un interesante modelo de aproximación al estudio de las transferencias de P, aplicable también para el N, desde las fuentes hasta los impactos y que está constituido por 4 niveles de una complejidad y escala crecientes: fuentes-mobilización-transferencia-impacto. El 1^{er} nivel se basa en el estudio de las entradas de nutrientes (entradas naturales y antropogénicas), el 2º emplea parcelas y lisímetros en el cultivo, el 3º se basa campañas de muestreo y búsqueda de patrones y el 4º se basa en el empleo de trazadores, estudio de casos y modelización.

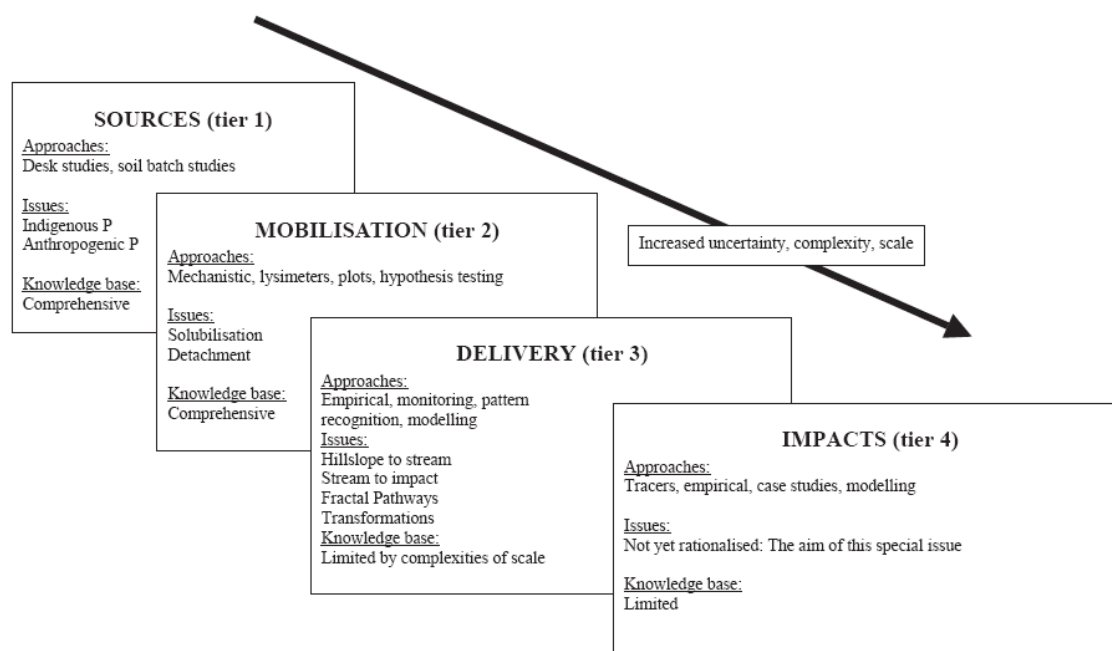


Figura 8. Modelo jerárquico con 4 niveles de aproximación en el estudio de las transferencias de nutrientes desde el estudio de las fuentes hasta el estudio de los impactos (Haygarth *et al.*, 2005b)

Haygarth *et al.* (2005b) realizan una propuesta cuya implementación se considera interesante y necesaria: el desarrollo de una coalición de disciplinas en el continuo tierra-agua que generará una *aproximación al problema verdaderamente integradora*.

Esta tesis se plantea en esa línea, abarca los tres primeros niveles de este modelo jerárquico y pretende ser una pequeña contribución hacia la transdisciplinaridad necesaria para la comprensión y solución de los problemas relacionados con la posición actual de la especie humana en la biosfera.

1.7 Objetivos generales y organización de la Tesis

Los objetivos generales y principales de esta Tesis Doctoral son los siguientes:

1. Caracterizar las concentraciones y los flujos de N y P en las aguas superficiales de una pequeña cuenca hidrográfica mediterránea dedicada a la agricultura de secano y situada en cabecera de una gran red hidrográfica;
2. Integrar en el estudio los efectos, sobre las concentraciones y flujos de N y P, de la variación espacial (intracuenca) o temporal (intranual), de factores climáticos como la lluvia, territoriales como los diferentes usos de las subcuencas anidadas, agrícolas como la fertilización y el estado vegetativo del cultivo, e hidrológicos como el caudal;
3. Caracterizar la red hidrográfica de la cuenca considerada y evaluar su integridad ecológica, para que dicha información sea utilizada, junto con la derivada del cumplimiento de los objetivos anteriores, como la básica para la realización de recomendaciones y propuestas para una gestión integral de la cuenca y en su caso, una restauración o rehabilitación.

Objetivo complementario:

4. Realizar un seguimiento a lo largo de un ciclo productivo (desde la siembra hasta la recolección) del N y P contenidos en las aguas de escorrentía y de infiltración de un cultivo de trigo característico de la zona.

La cuenca finalmente seleccionada para cumplir estos objetivos ha sido la del río Galbarra (Cuenca del Ebro), en el Municipio de Lana (Navarra), tal como se explica detalladamente en el apartado 2.1 “La elección de la cuenca y antecedentes” del Capítulo 2.

Organización de la Memoria de Tesis

Esta Memoria ha sido dividida en siete capítulos. El primero de ellos es esta Introducción, el segundo corresponde a una descripción del área de estudio y a los materiales y métodos generales; en el tercero, cuarto, quinto y sexto se exponen y discuten los resultados obtenidos mediante distintas aproximaciones, y finalmente en el séptimo se recogen las conclusiones generales más significativas.

A continuación recogemos los objetivos específicos de cada uno de los 4 capítulos de resultados:

- Capítulo 3: *Concentración de nutrientes (nitratos, nitritos, amonio y fosfatos) y otras variables fisicoquímicas de las aguas fluviales de la cuenca de Galbarra.*

En este capítulo se describen las concentraciones de nutrientes, el pH, la conductividad eléctrica, la turbidez y los sólidos en suspensión de las aguas fluviales en 10 lugares del río Galbarra y en las desembocaduras de 8 de sus tributarios. Se estudia y discute su variabilidad espacio temporal durante el periodo comprendido entre marzo de 2001 y octubre de 2003, se valora la situación según diferentes normativas legales, se buscan relaciones entre variables y se comparan los resultados obtenidos con los de otras partes de la Cuenca del Ega y con los de otras cuencas tanto de clima mediterráneo como templado.

- Capítulo 4: *N y P en la deposición atmosférica de la cuenca y sus flujos en la escorrentía y la infiltración en un cultivo de trigo característico de la zona.*

Se caracterizan las entradas a la cuenca de los nitratos, amonio y fosfatos contenidos en la lluvia durante las campañas de muestreo, estimándose finalmente la deposición atmosférica de N. También se miden las concentraciones de los mismos nutrientes y se caracterizan sus flujos en el agua de escorrentía y en la de infiltración de un cultivo de trigo en la zona mediante el empleo de parcelas de escorrentía y sondas de succión.

- Capítulo 5: *Los caudales y los flujos de nutrientes en la cuenca del Galbarra.*

En este capítulo se pretenden integrar todos los resultados obtenidos en los capítulos anteriores añadiéndole el estudio de los caudales, la relación de lo observado con los usos del territorio, la época del año y la evolución de los flujos en algunos tramos seleccionados, para obtener finalmente una imagen completa de los flujos de nutrientes en una cuenca agrícola de estas características.

- Capítulo 6: *Valoración de la integridad ecológica de la red de drenaje y propuestas de gestión.*

En este capítulo se compara la red de drenaje actual con la situación del año 1967 (periodo previo a la concentración parcelaria) se evalúa la integridad ecológica de los ríos de la cuenca del Galbarra para finalmente discutir y realizar propuestas de gestión en el actual contexto político y social.

Capítulo 2

Descripción del área de estudio y materiales y métodos generales

2.1 La elección de la cuenca y antecedentes

Esta tesis deriva del Convenio de Colaboración establecido entre el Gobierno de Navarra (GN) y la Universidad Complutense de Madrid, en representación de los directores de esta tesis (Fundación General UCM, ref. 94/2000), para la realización del Proyecto FLUNEGA (*Flujos transversales de nutrientes en el sistema Ega-Urederra y relaciones con la recuperación ambiental de sus riberas*; DMAOTVGN, 2003). Entre los años 2001 y 2002 se tomaron las muestras del mencionado proyecto. Una parte fundamental del proyecto consistió en la cuantificación de los flujos de N y P aportados a los ríos Ega y Urederra por todos sus afluentes. Se trató de un estudio a una escala de transición entre la meso y la macroescala (Becker, 1992). Durante el periodo de estudio se contabilizaron un total de 28 afluentes del río Ega con caudales cuantificables y 21 del río Urederra. La cuenca disponible para este trabajo de tesis debía de ser de alguna de esas cuencas tributarias. Los interesantes resultados obtenidos en FLUNEGA y el ofrecimiento de colaboración de las autoridades navarras permitieron plantear este proyecto de tesis doctoral para ampliar los estudios a una escala menor, en concreto en una mesocuenca del Ega. Una de las cuencas debía estar dedicada a la agricultura, ya que uno de los resultados más claros de FLUNEGA fue la manifestación de la importancia de dicha actividad sobre la cantidad de nitrógeno transportado por los ríos. Otro requerimiento clave era que el régimen hidrológico de la cuenca tuviera unas características que permitieran el lavado del terreno, la lixiviación de nutrientes y el transporte de los mismos fuera del sistema. Como el objetivo del estudio era caracterizar distintos aspectos de los flujos de nutrientes generados fundamentalmente por la agricultura, la actividad principal de la cuenca debía ser agrícola, evitando la existencia otro tipo de impactos de gran magnitud potencialmente contaminantes en los nutrientes; además, el agua debería fluir de manera más o menos permanente por la red de drenaje. Conocidas las cuencas que cumplían los requisitos anteriores, en febrero de 2002 se realizó un reconocimiento *in situ* junto con los muestreos preliminares de agua fluvial y la medición del caudal circulante.

Finalmente, se consideró la cuenca del río Galbarra la más adecuada. Está situada en la región mediterránea pero las lluvias son relativamente abundantes en comparación con otras cuencas situadas al sur. Carece de cualquier actividad industrial y de núcleos importantes de población. La agricultura industrial de secano es la principal actividad y aunque existe ganadería, el ganado vacuno suele pastar en libertad gran parte del año y el abono generado es recirculado al ser empleado como fertilizante sin ser concentrado en focos importantes. Los cultivos están situados sobre un zócalo impermeable en el que se verán favorecidos flujos de agua superficiales y subsuperficiales. Los dos últimos kilómetros carecen de actividad humana adyacente al río. En el muestreo preliminar de muestras de agua fluvial, para medir el N y el P disueltos, se detectaron concentraciones de nutrientes variables en función del territorio y crecientes de cabecera a desembocadura.

2.2 Descripción del área de estudio

Este trabajo ha sido planificado y realizado considerando la cuenca hidrográfica como la unidad de trabajo. El primer paso ha sido la delimitación de la cuenca. Esta se realizó trazando sobre un mapa topográfico a escala 1:5000 la línea divisoria de aguas. Los trabajos cartográficos se han realizado utilizando Sistemas de Información Geográfica (SIG) con el programa ArcView GIS 3.2a (ESRI, 2000).

2.2.1 Situación geográfica

La cuenca del río Galbarra se sitúa en el oeste de la Comunidad Foral de Navarra (España) en la comarca de Tierra Estella (Fig. 1). La divisoria de aguas situada al noroeste coincide con la frontera administrativa entre Navarra y Álava (País Vasco). La cuenca, con 2298.4 ha de superficie, pertenece al municipio de Lana (Valle de Lana) y se encuentra incluida por completo en la Hoja 139- IV escala 1:25000 del Instituto Geográfico Nacional (IGN, 1996). Las coordenadas UTM del polígono que rodea por completo a la cuenca son X: 557.301 y 565.999; Y: 4.732.705 y 4.726.366 (UTM-30 ED 50). Las zonas altas del norte de la cuenca pertenecen a la Sierra de Lóquiz, cuyas aguas kársticas alimentan tanto al río Galbarra como al Urederra, que nace varios kilómetros al noreste, en la Sierra de Urbasa. El río Galbarra desemboca en el río Ega recién entrado en Navarra. El Ega desembocará, 70 kilómetros al sur, en el río Ebro. El

territorio de la cuenca no dedicado a la agricultura ni ocupado por zonas urbanas, fue propuesto en el año 2000 por el Gobierno de Navarra como Lugar de Interés Comunitario (LIC) de la Sierra de Lóquiz, para ser incluido en la Red Natura 2000 (GN, 2000b). En 2004 este LIC fue definitivamente aprobado.

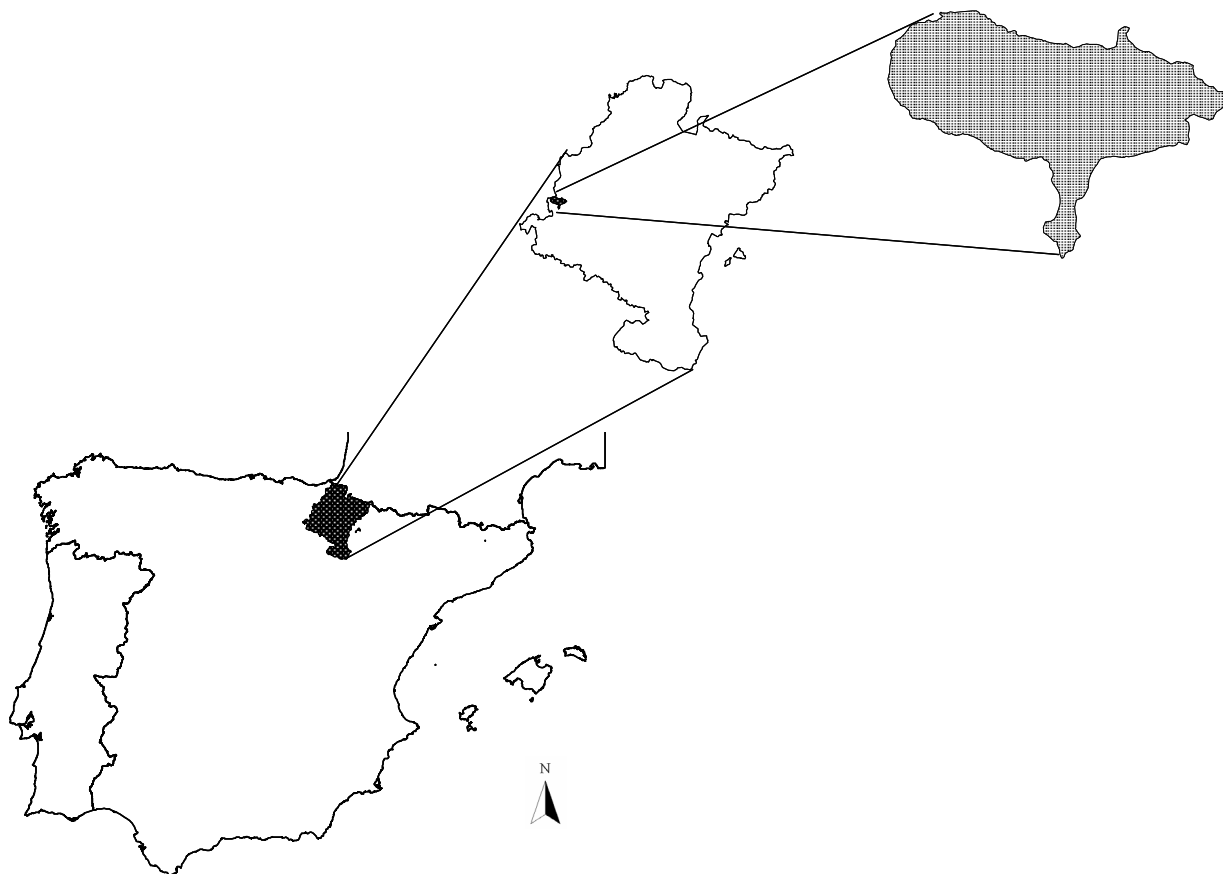


Figura 1. Situación de la cuenca hidrográfica del Galbarra.

2.2.2 Geología y orografía

La cuenca del Galbarra se encuentra en el cuadrante S-E de la Cuenca Vasco-Cantábrica, perteneciendo al Surco Navarro-Cántabro (Vera, 2004). Constituye un valle cerrado con forma de embudo con su desembocadura al sur. El valle se encuentra rodeado por un afloramiento del Cretácico superior a mayor altura (Fig. 2). La zona central está formada por derrubios de ladera y depósitos del Cuaternario, tanto del Pleistoceno como del Holoceno. Los depósitos más modernos están asociados a los cauces actuales de los ríos. Esta forma característica de la cuenca forma parte del anticlinal de Gastiáin (IGME, 1978). Las altitudes van desde los 1259 m.s.n.m. del Montesanto, situado en el extremo N-NO hasta los 499 m.s.n.m. correspondientes a la

desembocadura del Galbarra en el río Ega. El desnivel máximo es 760 m. Las pendientes son muy variables, con cortados calizos en los extremos de la cubeta de casi 90° de inclinación. La pendiente va descendiendo progresivamente desde el 300% en cabecera hasta el 3% en el fondo de valle (Fig.3). La zona más llana central presenta suaves colinas con pendientes crecientes desde el 3% en las zonas más bajas hasta el 35% en las superiores.

La litología de la zona es de origen calizo. Las zonas exteriores están constituidas por calizas y calcarenitas del Cretácico. La zona central de la cubeta está constituida por depósitos calizos y distintos tipos de margas con componente caliza (Fig. 4). La estructura litológica de la Sierra de Lóquiz ha propiciado la formación de un importante acuífero kárstico que alimenta las cabeceras de la cuenca. Los materiales de la zona central de la cubeta constituyen, sin embargo, un zócalo impermeable con algunas fracturas donde se establece contacto con el karst. En estas zonas manarán algunos pequeños manantiales, muchos de los cuales han sido empleados como fuentes por los pueblos.

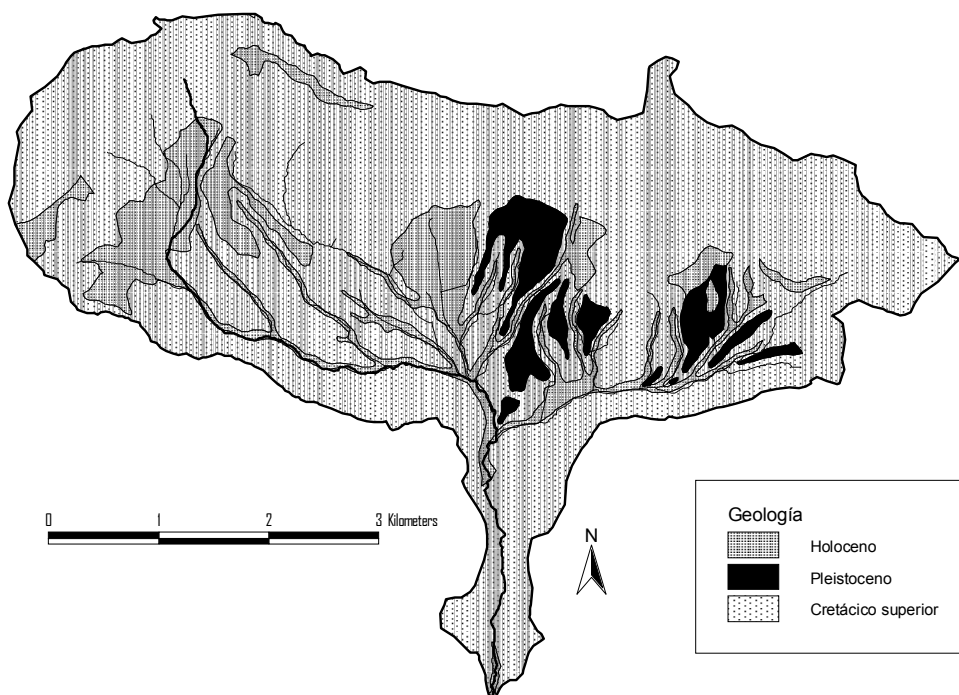


Figura 2. Geología de la cuenca del Galbarra a partir de la cartografía geológica 1:25000 IGN, 1996).

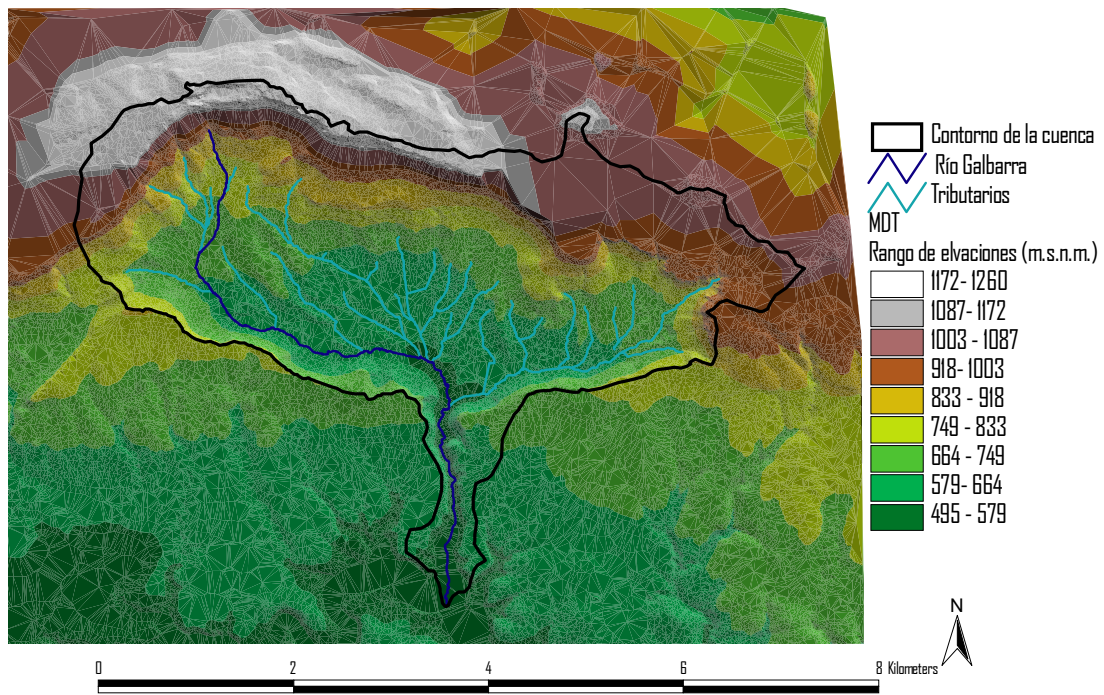


Figura 3. Modelo digital del terreno (MDT) generado con ArcView a partir de los mapas topográficos.

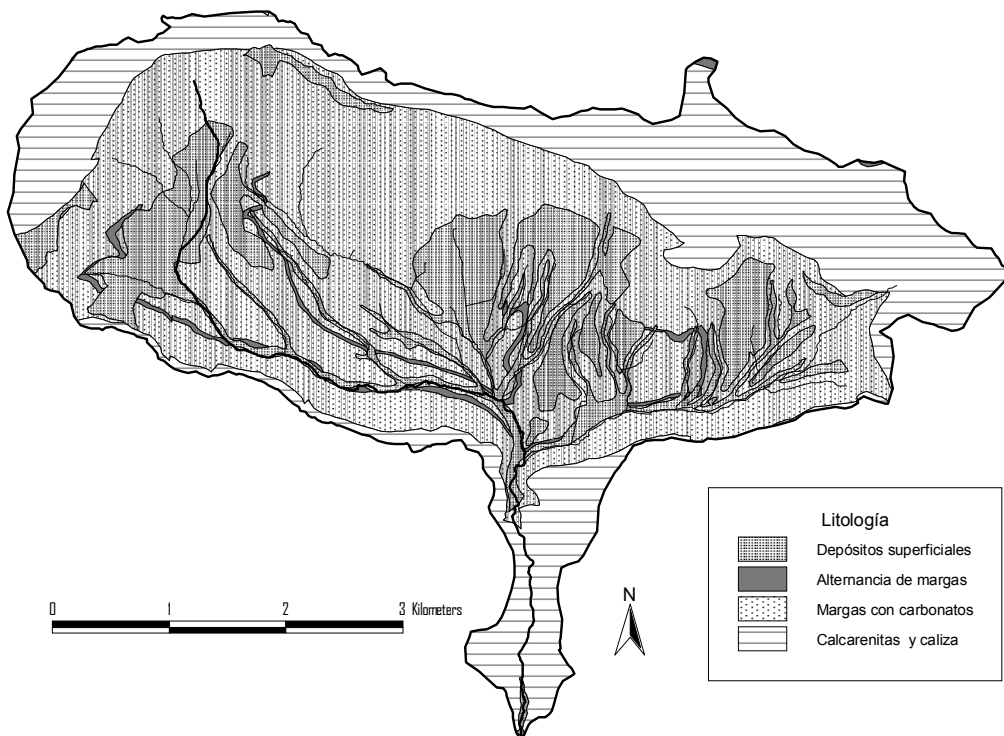


Figura 4. Litología de la cuenca de Galbarra a partir de la cartografía digital 1:25000 proporcionada por el Gobierno de Navarra

2.2.3 Situación climática y biogeográfica

En la propia cuenca existe una Estación Meteorológica (Galbarra) que pertenece a la red de Estaciones Meteorológicas del Gobierno de Navarra y cuya información está coordinada por los Departamentos de Agricultura e Industria. Es una estación manual (Fig. 5), situada en el centro del valle (UTM: 561513.36; 4.729.105; altitud 601 m) en la población de Galbarra, que recoge diariamente los datos de precipitación diaria acumulada (L/m^2) y temperatura ($^{\circ}C$).

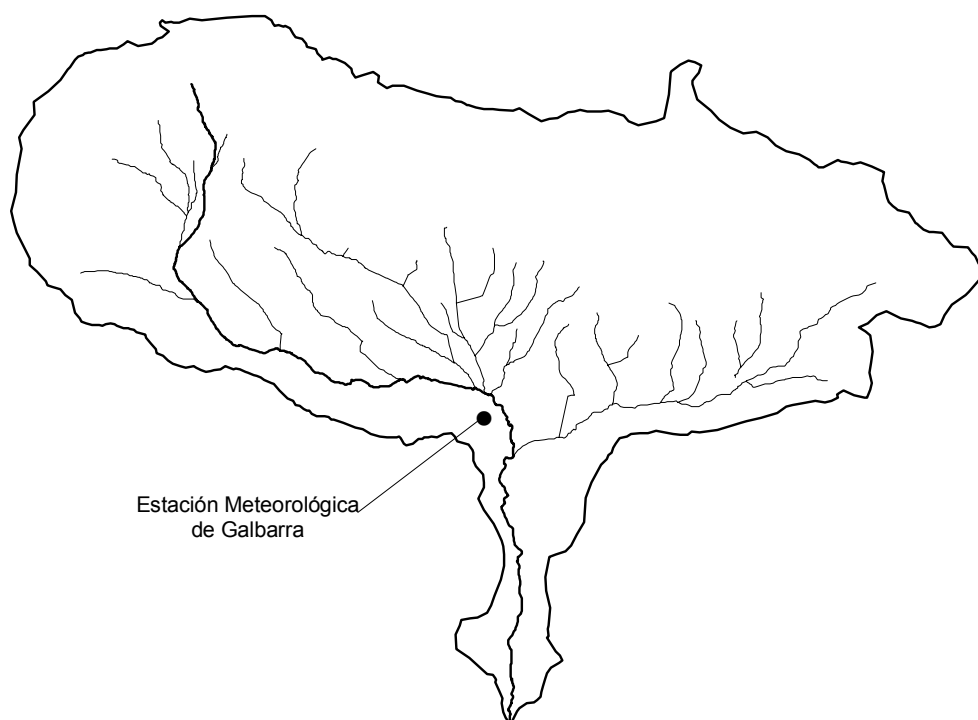


Figura 5. Situación de la Estación Meteorológica de Galbarra (Gobierno de Navarra).

En la página web (<http://www.cfnavarra.es/meteo/>), publicada por el Gobierno de Navarra, se obtuvieron los datos medios mensuales de precipitación acumulada y temperatura (distintos parámetros), con los que se realizó un diagrama climático (Walter *et al.*, 1960) para el periodo 1975-1997 (Fig. 6). También fueron descargados los datos diarios de precipitación y temperatura de los últimos 15 años (periodo 90-04) con el objeto de realizar una descripción más detallada de la situación climática más reciente.

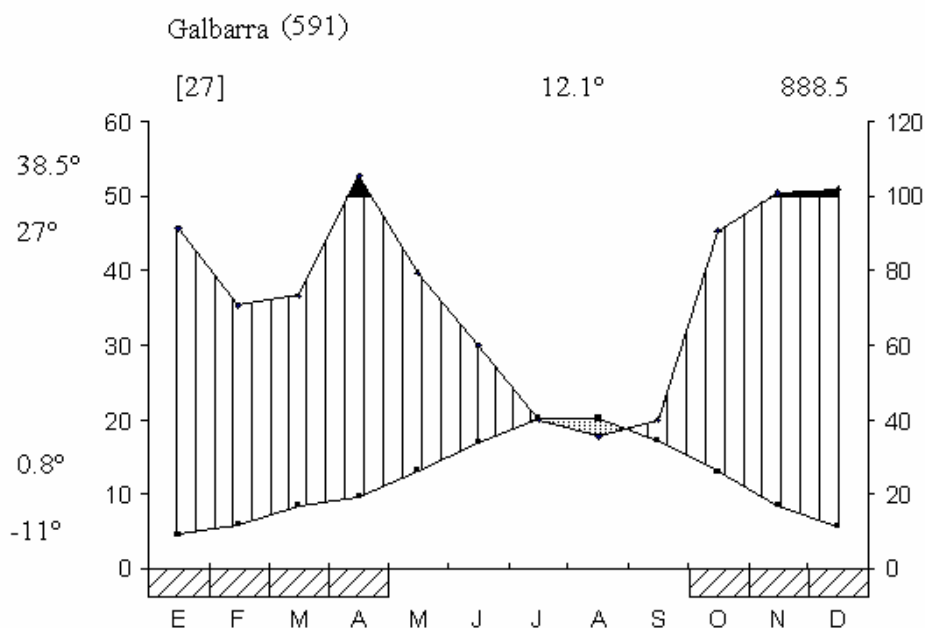


Figura 6. Diagrama climático elaborado con los datos del periodo 1975-1997 registradas en la estación de Galbarra Gobierno de Navarra (Estación Meteorológica Manual de Galbarra). En la primera línea se presentan los datos del periodo de tiempo considerado en años, la temperatura anual media (C°) y la precipitación anual acumulada media (L/m²). En el lado izquierdo se representa una línea vertical de temperatura que corresponde a la temperatura máxima registrada, temperatura media de las máximas del mes más cálido (agosto), temperatura media de las mínimas del mes más frío (diciembre) y temperatura mínima registrada respectivamente. Las rayas verticales corresponden a los periodos de humedad, el espacio punteado al periodo de aridez y las áreas marcadas en negro a los periodos en los que la lluvia mensual acumulada media supera los 100 L/m². Las cajas con rayas oblicuas de la porción inferior de la figura, marcan los meses de helada probables no existiendo en esta estación un periodo de heladas seguras.

Los meses más húmedos corresponden a noviembre, diciembre y abril y los más secos los del verano (julio y agosto). Los datos de evaporación potencial ($E_p = L \cdot m^{-2} \cdot mes^{-1}$) calculados por el método de Thornthwaite (1948) indican unos máximos en julio y agosto, y unos mínimos en enero y diciembre (Fig. 7).

Con los datos medios mensuales de precipitación acumulada del periodo (1990-2004) se elaboró un hietograma en el que se puede observar la distribución de la lluvia en cada mes para ese periodo de observación en forma de gráfico de cajas y bigotes (Fig. 8). Se puede observar que los rangos de desviación típica más estrechos corresponden a los periodos de sequía estival, siendo más variables los meses más húmedos. El dato extremo mayor de todos (284.5 mm) corresponde al mes de febrero de 2003, cuando se produjeron unas grandes inundaciones. La evaluación de la precipitación durante estos 15 años hidrológicos indica que el 33% de los años han sido secos ($pp < 800$); el 40% de los años, de carácter intermedio ($800 < pp < 1000$); el 20% de los años,

húmedos ($1000 < pp < 1200$) y el 6%, muy húmedos ($pp > 1200$) (Fig. 9). En la Figura 10 se representa la evolución de la precipitación acumulada por año hidrológico en los últimos 15 años, quedando representada la alternancia entre años secos, normales y húmedos.

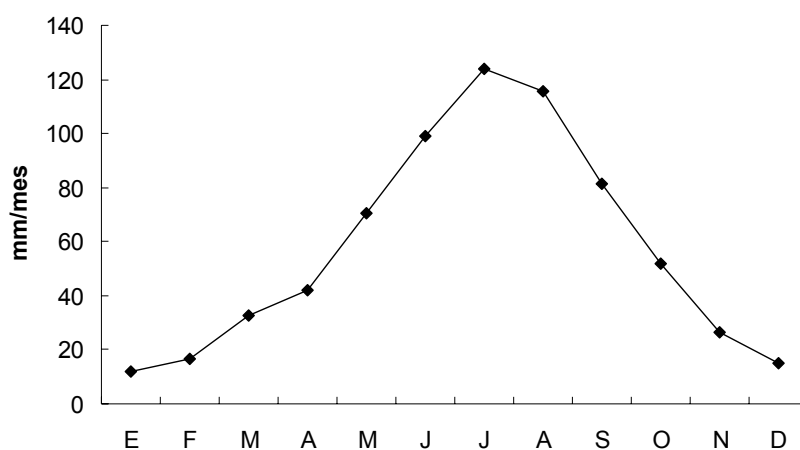


Figura 7. Evapotranspiración potencial ($L.m^{-2}.mes^{-1}$) calculada utilizando el índice de Thornthwaite.

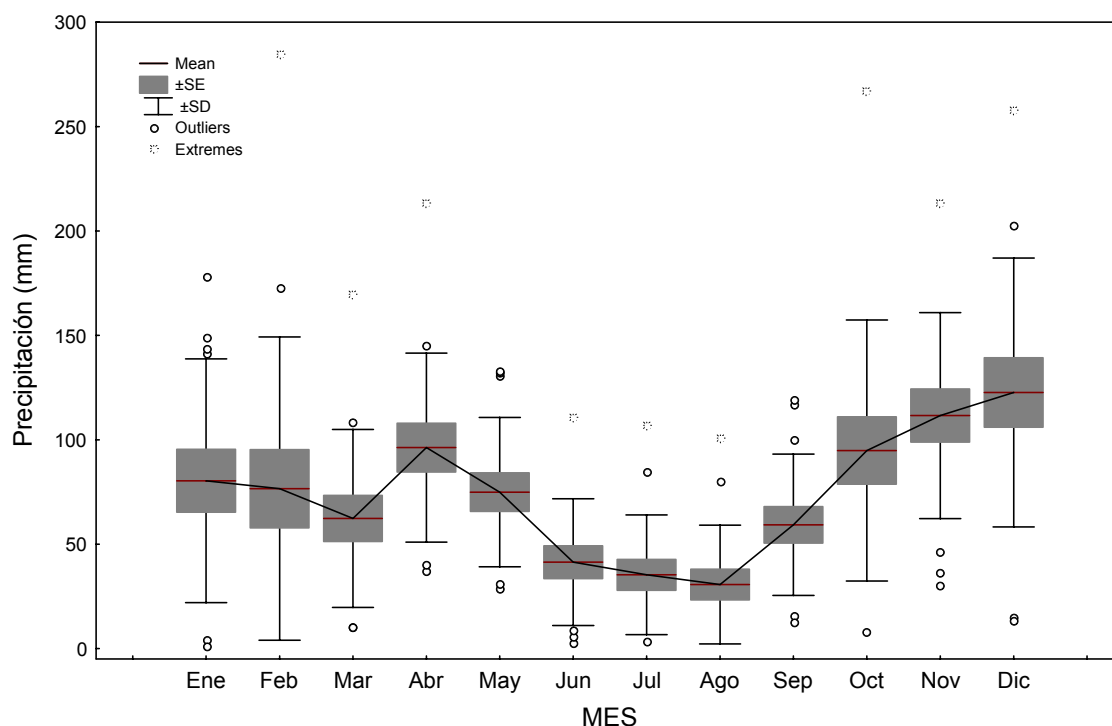


Figura 8. Hietograma en el que podemos observar la distribución de la precipitación acumulada mes a mes para el periodo 1990-2004. Fuente de los datos: Estación Meteorológica de Galbarra (Gobierno de Navarra).

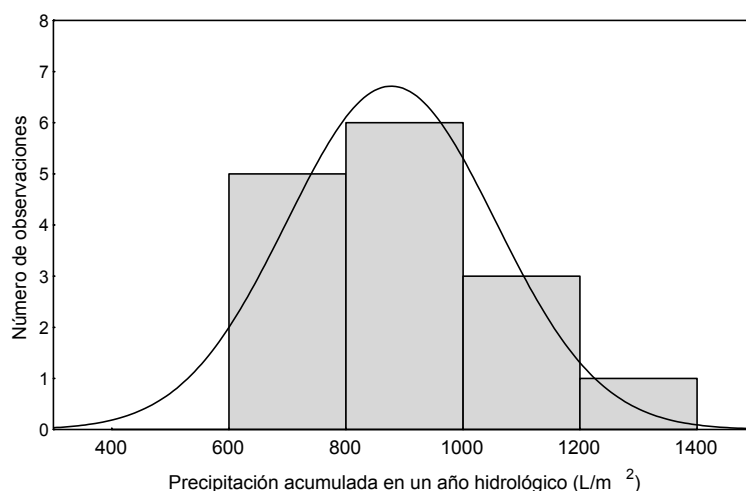


Figura 9. Histograma con las frecuencias de la precipitación anual acumulada para los años hidrológicos del periodo 1990-2004. Fuente de los datos originales: Estación Meteorológica de Galbarra (Gobierno de Navarra).

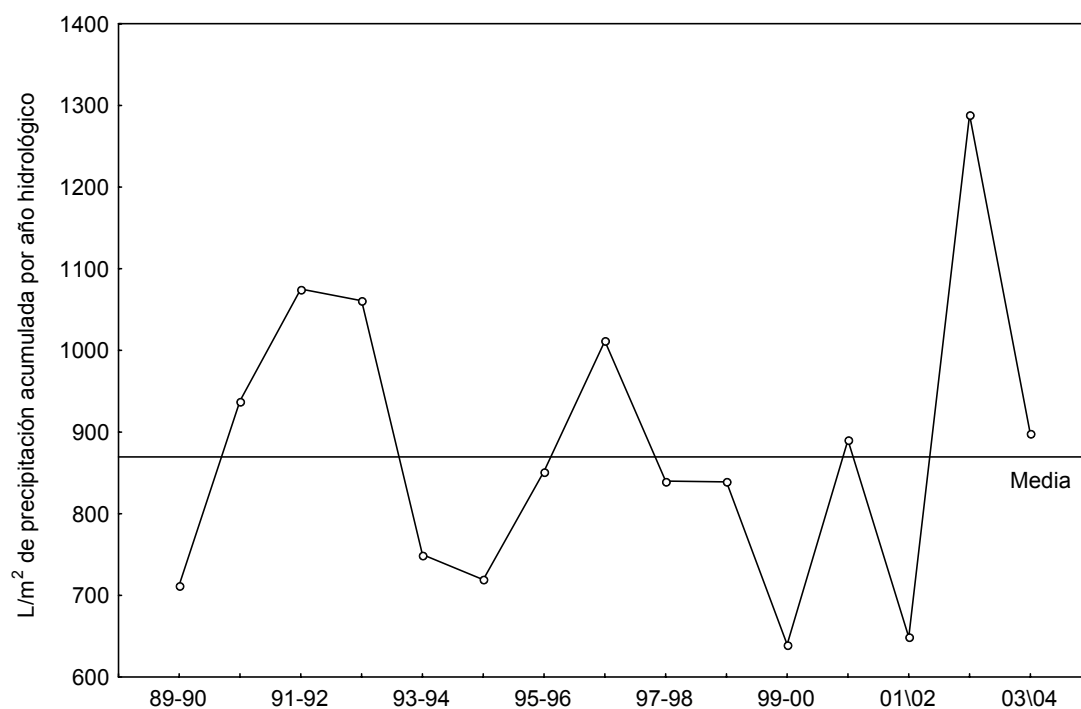


Figura 10. Representación de de evolución temporal de la precipitación anual acumulada para el periodo 1990-2004. Fuente de los datos: Estación Meteorológica de Galbarra (Gobierno de Navarra).

Antes de asignar una categoría bioclimática al área de estudio, es conveniente situarla biogeográficamente. Para ello se ha utilizado la división propuesta por Rivas-Martínez (1987) que supone una profundización de los trabajos realizados por Braun-Blanquet (1923) y Meusel *et al.* (1965). Según esta división, la cuenca del Galbarra pertenece a la región Mediterránea, contactando con la región Eurosiberiana en las partes más altas de

la zona norte de la cuenca. Aunque es cierto que la transición no se produce de manera drástica sino gradual en zonas de ecotono, las divisiones biogeográficas sí marcan estas líneas. En el valle de Lana, la carrasca domina en las zonas bajas y medias y, tras una franja de roble pubescente y matorral mediterráneo, aparece otra de hayedo atlántico en las zonas altas. Siguiendo esta clasificación la cuenca queda emplazada en la Región Mediterránea, subregión Mediterránea Occidental, superprovincia Mediterráneo-Iberolevantina, provincia Aragonesa, sector Riojano-Estellés. Una pequeña franja situada en las partes altas del norte queda en la región Eurosiberiana, superprovincia Atlántica, provincia Cantabroatlántica, sector Cántabro-Euskaldún, subsector Euskaldún.

Para situar la zona en un piso bioclimático, Rivas-Martínez (1987) propone una serie de categorías que se basan en el cálculo del índice de termicidad (I_t):

$$I_t = (T + m + M_m) * 10$$

Donde T es la temperatura media anual, m la temperatura media de las mínimas del mes más frío y M_m la temperatura media de las máximas del mes más frío. Aplicando este índice a los datos del periodo 1975-1997 se obtiene un I_t de 212:

$$I_t(\text{Galbarra}) = (12.1 + 0.8 + 8.3) * 10 = 212$$

Así, la Estación Meteorológica queda situada en el piso bioclimático Mesomediterráneo, horizonte Superior y prácticamente en el Supramediterráneo.

Otra clasificación climática de España propuesta por Allué-Andrade (1990) divide al territorio peninsular en 9 subtipos climáticos sin consideración botánica pero con la ventaja de estar engarzados a la clasificación bioclimática mundial (Costa *et al.*, 1998). Está basada en el estudio de los diagramas climáticos de Walter *et al.* (1960). En Galbarra, la temperatura media de las mínimas del mes más frío (periodo 1975-1997) es mayor de -7°C , la media mensual más baja es mayor que 0°C , la duración del periodo de aridez relativa es mayor que 1.25 y menor que 3 meses (en este caso es algo mayor que 1.5 meses), la media mensual más baja es menor que 7.5°C y la precipitación anual acumulada es mayor que 725 L/m^2 .

Según esta clasificación, la zona queda enmarcada en el área fitoclimática Nemomediterránea submediterránea. Según el autor, la corología predominante serían *orlas interiores de media montaña* y la zona norte de la cuenca podría pertenecer al subtipo Nemoral.

Finalmente, restaría asignar a la zona la serie de vegetación correspondiente. Según los mapas de la series de vegetación potencial de Rivas-Martínez (1987) la cuenca de Galbarra pertenece a la Serie supramediterránea castellano-cantábrica y riojano-estellesa basófila de la encina (*Quercus ilex* ssp. *ballota*). *Spiraeo hispanicae-Querceto rotundifoliae sigmetum*. La pequeña franja norte de la cuenca pertenecería a la serie Orocantábrica y cantabro-euskalduna basófila y xerófila del haya (*Fagus sylvatica*) *Epipactidi helleborines-Fageto sigmetum*.

En la sección de descripción de usos del territorio, se observa cómo se distribuyen en realidad las diversas manchas de vegetación en la cuenca hidrográfica.

2.2.4 Red hidrográfica

La red hidrográfica de Galbarra ha sido estudiada con la cartografía digital 1:5000 (GN 2000a), fotografías aéreas y reconocimiento *in situ*. Considerando como tramo fluvial a todo canal reconocible y permanente (desde el punto de vista geomorfológico). Se utilizó el programas de GIS ArcView 3.2a para calcular las diversas variables descriptivas de la red de drenaje. De los distintos patrones de red de drenaje propuestos por Howard (1967), el más similar es el de tipo subdendrítico. El tramo más largo reconocible es el eje principal de Galbarra (río Galbarra a partir de ahora) y discurre desde una cabecera situada en el N-NO hasta la desembocadura en el río Ega en el sur. La longitud de este tramo es de 8571 m con un desnivel de 494 m. Se utilizarán el término Pk (Punto kilométrico) para hacer referencia a la localización de los sitios de muestreo, desembocaduras de tributarios u otras referencias espaciales a lo largo de los 8571 m del río Galbarra. El río presenta 9 tributarios que, salvo dos, desembocan en el Galbarra por la margen izquierda. En los últimos 2000 m, el río no recibe más afluentes y discurre encajado por un valle muy cerrado. En este tramo, tras dejar atrás el plato central impermeable, el río vuelve a contactar con el acuífero kárstico a través de alguna fractura y sima en el cauce.

El sistema presenta un régimen pluvial y kárstico. Los manantiales de las zonas superiores alimentan las cabeceras prácticamente durante todo el año. La nieve o la lluvia producen la recarga del acuífero que mantiene el nivel del agua en los cauces durante mucho tiempo. Tras los periodos de lluvia se producen flujos subsuperficiales

de lavado del terreno que sin contactar con el acuífero, acabarán alimentando al río durante algún periodo.

La asignación de órdenes a todos los tramos de la red de drenaje (Horton, 1945; Strahler, 1952) da como resultado una red de drenaje de 37364 m con 29 tramos de primer orden (Fig. 11). El tramo final corresponde a un cuarto orden. El 58% de los tramos son de primer orden, el 17% de segundo, el 16% de tercero y solo el 9% de cuarto orden.

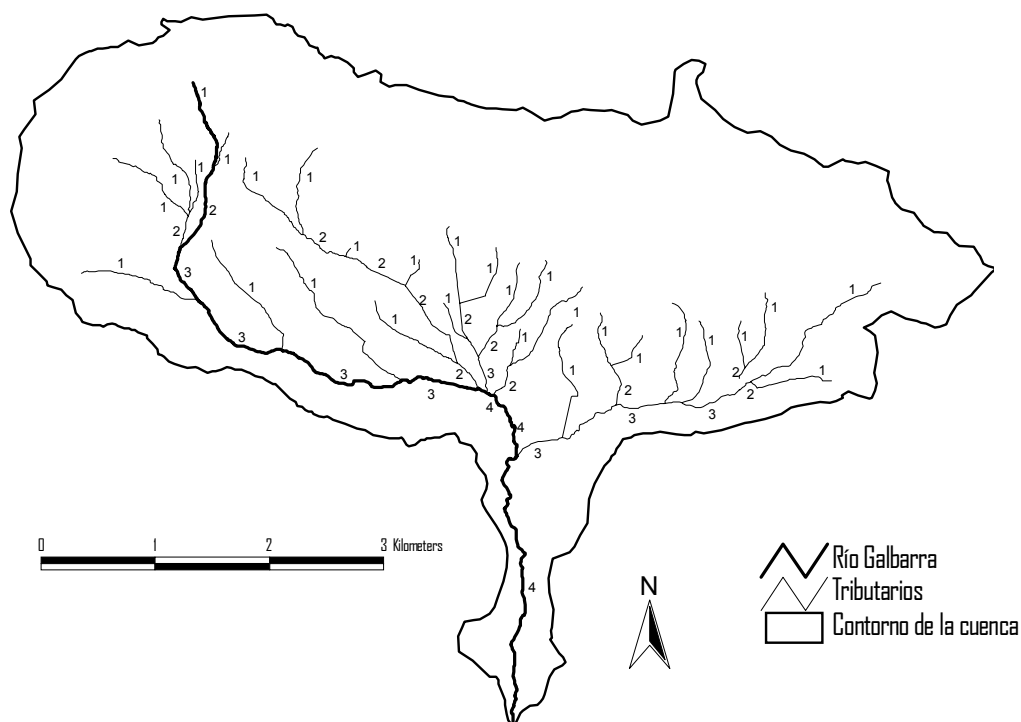


Figura 11. Red de drenaje superficial de la cuenca de Galbarra. Los números corresponden al orden del tramo.

El perfil del río Galbarra y las pendientes (Distancia en vertical * 100/Distancia en horizontal = Pendiente %) pueden apreciarse en la Figura 12, en la que se puede comprobar cómo la pendiente es muy fuerte al principio, llegando al 50%, y disminuye de forma exponencial, paralela al perfil del río, hasta alcanzar en desembocadura el valor de 0.05%.

Se calculó el índice de sinuosidad a partir de Gregory y Walling (1973), y Wetzel y Likens (1990):

$$P = L_C/L_B$$

Donde L_C es la longitud del río en ese tramo y L_B es la longitud de la línea recta que une la entrada con la salida del tramo.

Cuanto mayor es P , más sinuoso es el tramo y si se encuentra plenamente rectificado la sinuosidad será igual a uno. Se puede apreciar que la sinuosidad es muy variable en el eje principal (Fig. 13). En los tramos más altos es menor que 1.05, lo que se considera un río recto (Schumm, 1985) y en otros está comprendida ente 1.06 y 1.30, lo que se considera una baja sinuosidad. En ningún caso se supera el valor de 1.30 que corresponde a ríos sinuosos o meandriformes. Hay que tener en cuenta, que se trata de un río de cabecera, en el que sería muy extraño encontrar tramos meandriformes, sabiendo además que su tramo final se encuentra encajado entre calizas. En el Capítulo 6 se estudia la evolución histórica de este parámetro en la cuenca.

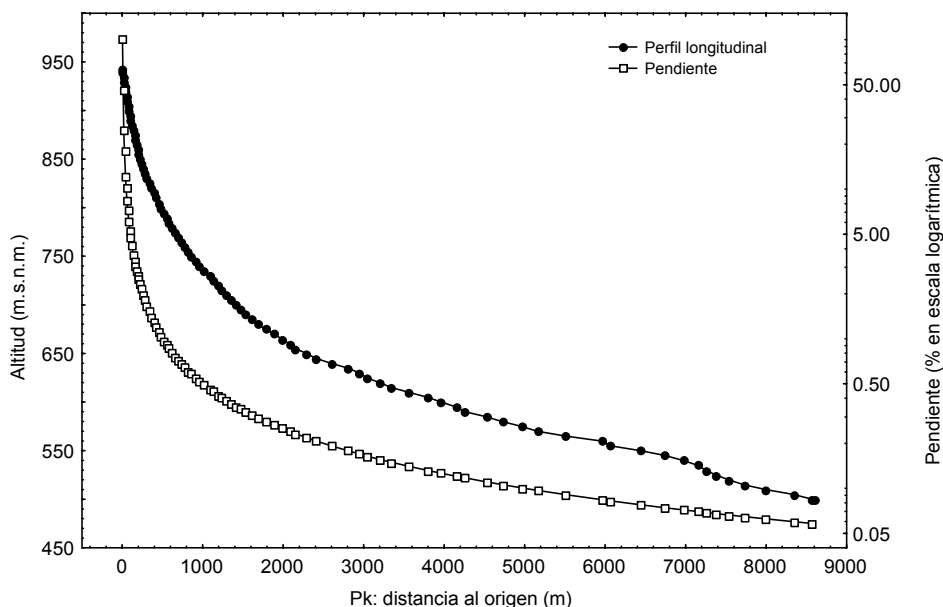


Figura 12. Perfil longitudinal y variación de la pendiente del río Galbarra a partir de la cartografía 1:5000 tomando las distancias y altitudes cada 5 m.

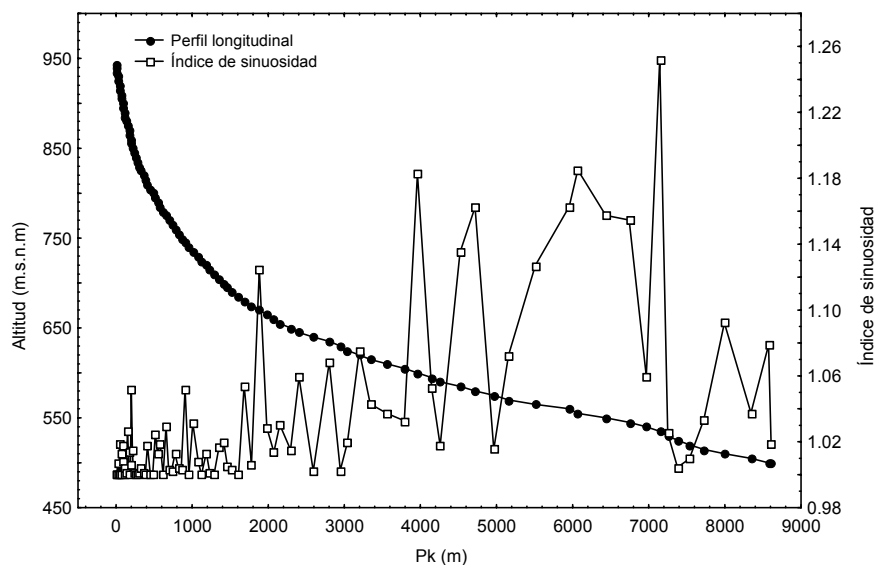


Figura 13. Variación de la sinuosidad a lo largo del perfil del eje principal.

2.2.5 Composición de las aguas kársticas de la zona

No se han encontrado estudios publicados que describan la composición de las aguas de la cuenca del Galbarra. Como referencia de las aguas kársticas subterráneas de la zona, se dispone de los datos la fuente del manantial de Ancín registrado por la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHEBRO) en la Red de Control de Calidad de Aguas Subterráneas:

- Estación nº 230940004;
- <http://chebro.redesquimsubter.info/redes.php?provincia=NAVARRA>.

Periodo de análisis 1995-2003. La estación está relativamente cerca de la cuenca del Galbarra (5 kilómetros) y su agua proviene del mismo karst de la sierra de Lóquiz que los múltiples manantiales que alimentan el río Galbarra. En la Tabla 1 se presentan los rangos de variación de los iones más habituales y en la Figura 14 el diagrama de iones habituales. Estas son aguas clasificadas como *muy duras* (200-1000 mg/L de CaCO_3) con un *grado de mineralización medio* (250-750 $\mu\text{S}/\text{cm}$) según la clasificación de la CHEBRO. Al situarse este manantial en una cota inferior (490 m) a la de los manantiales de Galbarra, es probable que la mineralización de estos sea ligeramente más débil.

Tabla 1. Concentración de los solutos más frecuentes en el manantial de Ancín (CHEBRO) Periodo 95-03

	mg/L	Mínimo	Máximo
	Dureza (CaCO_3)	317	400
Aniones	Cloruros	22	36
	Sulfatos	30	60
	Bicarbonatos	288	306
Cationes	Sodio	16	23
	Potasio		0.9
	Calcio	114	128
	Maganésio	9.7	24

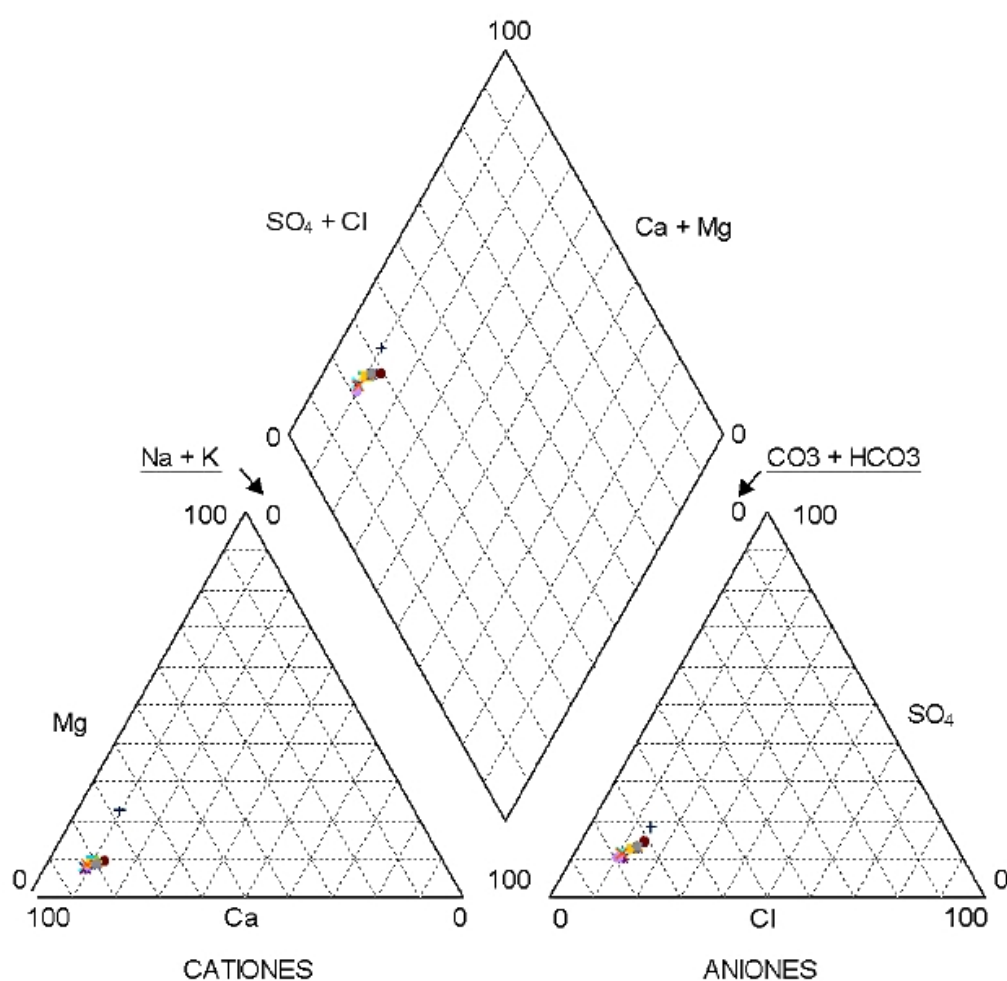


Figura 14. Proporción de los cationes fundamentales en el manantial de Ancín (CHEBRO) Periodo 95-03.

2.2.6 Fauna piscícola y pesca

Las aguas del río Galbarra junto con todos sus afluentes, y las del Ega en el tramo de su desembocadura, están consideradas como salmonícolas, siendo la red de drenaje del

Galbarra un tramo específicamente vedado para la pesca (Fig. 15). Las aguas salmonícolas son definidas en la directiva sobre *calidad de aguas aptas para la vida de los peces* (78/659/CEE) como aquellas en las que podrían vivir los peces que pertenecen a especies tales como el salmón (*Salmo salar* L.), la trucha común (*Salmo trutta fario* L.), el timalo (*Thymallus thymallus* L.) y el corégono (*Coregonus* sp.).

El Ega tiene un coto de pesca del cangrejo señal a la altura de su desembocadura y algunos kilómetros aguas abajo un coto de pesca sin muerte y uno normal (coto de Murieta). En estos tramos, la especie habitual de pesca es la trucha común.

Esta era la situación durante el periodo de tiempo que duraron las campañas de muestreo de esta tesis (2002-2003). En la actualidad, todo el tramo alto del Ega ha sido vedado hasta la desembocadura; a excepción del tramo en el que desemboca el río Galbarra en el que se ha establecido un coto de pesca sin muerte (GN, 2005b).

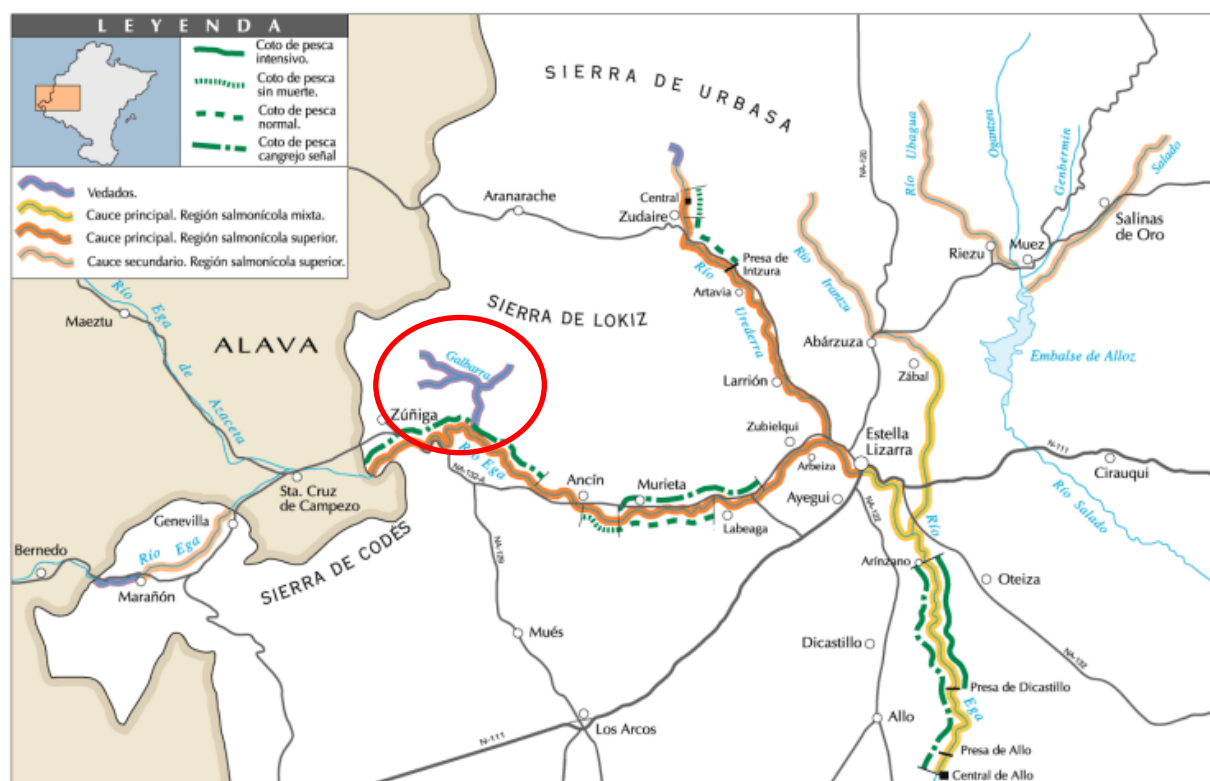


Figura 15. Situación de los cotos y regiones pesqueras en el Ega alto durante el periodo de muestreo (GN, 2005b)

En el cercano río Urederra se han realizado algunos estudios de fauna. Dada la cercanía y similitud físico-química de ambas aguas y con mucha prudencia dadas las grandes diferencias de régimen de caudales entre ambos ríos, es probable que la composición de especies detectada por ellos sea relativamente similar a la de las zonas bajas del

Galbarra y a la del Ega en la zona de la desembocadura del Galbarra. Campos *et al.* (1997) encontraron una predominancia de la trucha común y del pascardo (*Phoxinus phoxinus* L.) en los tramos altos del Urederra. En los tramos medios aparecen además el lobo de río (*Barbátula barbátula* L.) y el gobio (*Chondrostoma toxostoma* Vallot).

Con respecto a la fauna de macroinvertebrados bentónicos, en el tramo de cabecera del Urederra existe una proporción de más del 50% de colectores y casi el 45% de trituradores; el resto son depredadores y raspadores propios de los tramos de cabecera (Oscos *et al.*, 1999).

2.2.7 Demografía, suelos y usos del territorio

En la cuenca de Galbarra están censados 213 habitantes según el censo de 2003 (<http://www.cfnavarra.es/estadistica>). Estos habitantes se distribuyen en las cinco poblaciones, llamadas administrativamente concejos, que tiene el municipio de Lana (Tabla 2).

Tabla 2. Habitantes del municipio de Lana

Concejo	Habitantes Censo 2003
Galbarra	48
Gastiáin	63
Narcué	31
Ulibarri	26
Viloria	45
Total	213

La **población** censada apenas ha cambiado desde 1996. Pero es difícil estimar la exactitud del dato, ya que por ventajas fiscales algunos habitantes que se han ido a residir a poblaciones mayores mantienen su empadronamiento en la zona. Además, en temporada de vacaciones, como en el verano, la población del municipio crece. Como suele ocurrir en estos pueblos, se ha producido un proceso de abandono rural por parte de los más jóvenes, que ha implicado un envejecimiento de la población. Más del 50% de los habitantes es mayor de 55 años. La actividad profesional prioritaria agropecuaria, el resto de trabajadores, aunque vive en el valle, se desplaza a diario a poblaciones más grandes a trabajar en diversos sectores, como la industria, la construcción o la hostelería.

Los **suelos** de la cuenca pertenecen al gran grupo de los Xerorthents y Xerochrepts, tanto típicos como líticos (Soil Survey Staff, 1998). Son suelos típicos de climas mediterráneos bajo régimen de aridez. En ambos casos, presentan saturación de bases entre los 25 y los 75 cm. Los del subgrupo lítico contactan con la roca madre a una profundidad menor de 50 cm, que normalmente llega a ser tan sólo de 25 cm. El Xerorthent y Xerochrept típico se corresponden, respectivamente, con el Regosol Calcárico y Cambisol Eútrico de la clasificación de la FAO. En los Estados Unidos, el Xerorthent lítico está habitualmente ocupado por pastos (Soil Survey Staff, 1999). Los cultivos de la cuenca del Galbarra se dan casi por completo sobre suelos Xerothent típico (Fig. 16), moderadamente profundos o muy profundos hasta la roca madre, y no están inundados por agua subterránea en los primeros 150 cm.

A partir de las categorías de **usos** del mapa de usos y aprovechamientos (GN, 2001), se realiza una agrupación en 8 nuevas categorías sintéticas, que agrupaban varias de las categorías anteriores mucho más específicas, con la que se realizaron nuevos mapas del Galbarra empleando las herramientas de geoprocesado del GIS (Tabla 3; Fig. 17).

La categoría de bosques (Bq) agrupa a los cinco tipos de formaciones boscosas que existen en Galbarra. Lo más abundante son los robledales de *Quercus pyrenaica* Wild. y los carrascales (*Quercus rotundifolia* L.), les siguen los hayedos (*Fagus sylvatica* L.) y por último una pequeña representación de quejigares (*Q. faginea* Lam.) y de pino laricio (*Pinus nigra* Arn.).

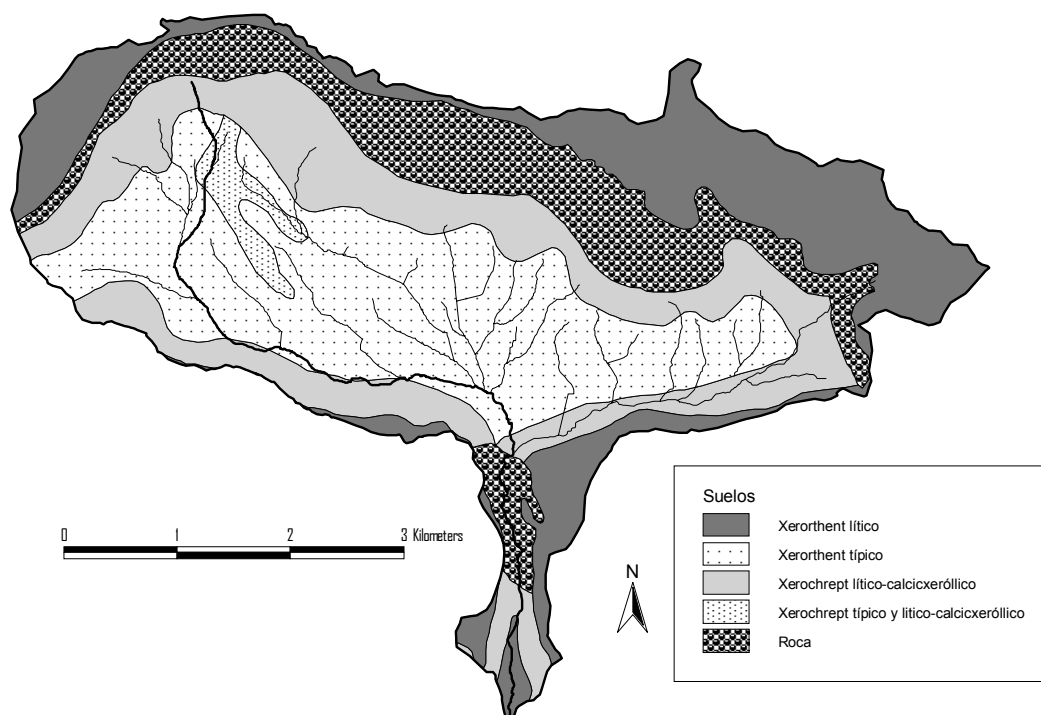


Figura 16. Suelos de la cuenca del Galbarra a partir de la cartografía 1:50000 de la Universidad de Navarra (Iñiguez et al., 1989).

La zonación es la habitual: en las zonas más bajas del sur de la cuenca se sitúan los encinares, desde los 500 hasta los 800 m, los robles se sitúan en la franja que va de los 800 a los 1000 m, en las zonas más altas al norte de la cuenca, y ya en la transición atlántica se sitúan los hayedos. Los carrascales tienen presencia de quejigos y viceversa. La pequeña representación de pinares corresponde a las zonas más altas en contacto con las formaciones llanas de la sierra de Lóquiz. Los matorrales y formaciones de porte arbustivo (Mt) se distribuyen en manchas por toda la cuenca, siendo más abundante el enebro de *Juniperus oxicedrus* L. en el área del norte y los bojerales (*Buxus sempervirens* L.) y las formaciones mixtas mediterráneas en el resto.

Tabla 3. Área ocupada por los diferentes de los usos del territorio de la cuenca del Galbarra (tanto los originales como las nuevas categorías sintetizadas para la realización de este trabajo).

Superficie		Superficie		
Categoría original	ha	Nueva categoría	ha	%
Roble pubescente	356.9			
Carrasca	308.4			
Haya	184.6			
Quejigo	29.0			
Pino laricio	6.2	Bq	885.2	38.5
Matorral mediterráneo	88.2			
Bojeral	100.2			
Enebral	259.6			
Otros	11.4	Mt	459.4	20.0
Cultivo herbáceo	741.9	Ch	741.9	32.3
Huerta	0.2	H	0.2	0.0
Urbano	23.7	IU	23.7	1.0
Pastos	48.3	Pt	48.3	2.1
Roca	136.0	R	136.0	5.9
Chopera	3.8	Cp	3.8	0.2
		Total	2298.3	100

Las zonas urbanas (IU) corresponden a los cinco pequeños concejos. Aunque poco a poco se están implementando mejoras en los sistemas de depuración de aguas fecales, en el momento del muestreo consistían en fosas simples en cada concejo y una fosa simple con filtro biológico en el municipio de Narcué. A excepción del concejo Galbarra cuya fosa vierte al río Galbarra (en dos puntos), las del resto de pueblos, vierten a alguno de los tributarios. Según datos del Gobierno de Navarra (DMATOVGN, 2000), se estima una DBO de $45\text{g.hab.}^{-1}.\text{día}^{-1}$, por otro lado, con una reducción de un 20% para las fosas simples y del 40% si tienen filtro verde (Tabla 4)

Tabla 4. Estimación de la DBO (kg/día) urbanos de los pueblos de la cuenca (DMATOVGN, 2000).

Concejo	hab.	Sistemas de depuración	Reducción de DBO5 (%)	DBO (kg/día)
Galbarra	48	Fosa simple	20	1.7
Gastiáin	63	Fosa simple	20	2.3
Narcué	31	FS + Filtro	40	1.1
Ulibarri	26	Fosa simple	20	0.9
Viloria	45	Fosa simple	20	1.6
Total	213			7.7

Las zonas de roca (R) corresponden a los cortados calizos que rodean al plato central, la chopera (Cp) corresponde a una pequeña explotación de chopo (*Populus nigra*, L.) que

hay en la vega del Ega junto a la desembocadura del Galbarra. Los cultivos son principalmente herbáceos de cereal en rotación con apenas representación de cultivos hortícolas. Debido a la relación entre la agricultura y los objetivos de este trabajo, en la siguiente sección se aporta una descripción detallada de las prácticas agrícolas en la cuenca.

La ganadería se centra principalmente en el vacuno destinado a la venta de carne, con un total de 5500 ejemplares entre reproductores y no reproductores. Algunos habitantes mantienen algunos cerdos, con una estima de 500 ejemplares en la cuenca.

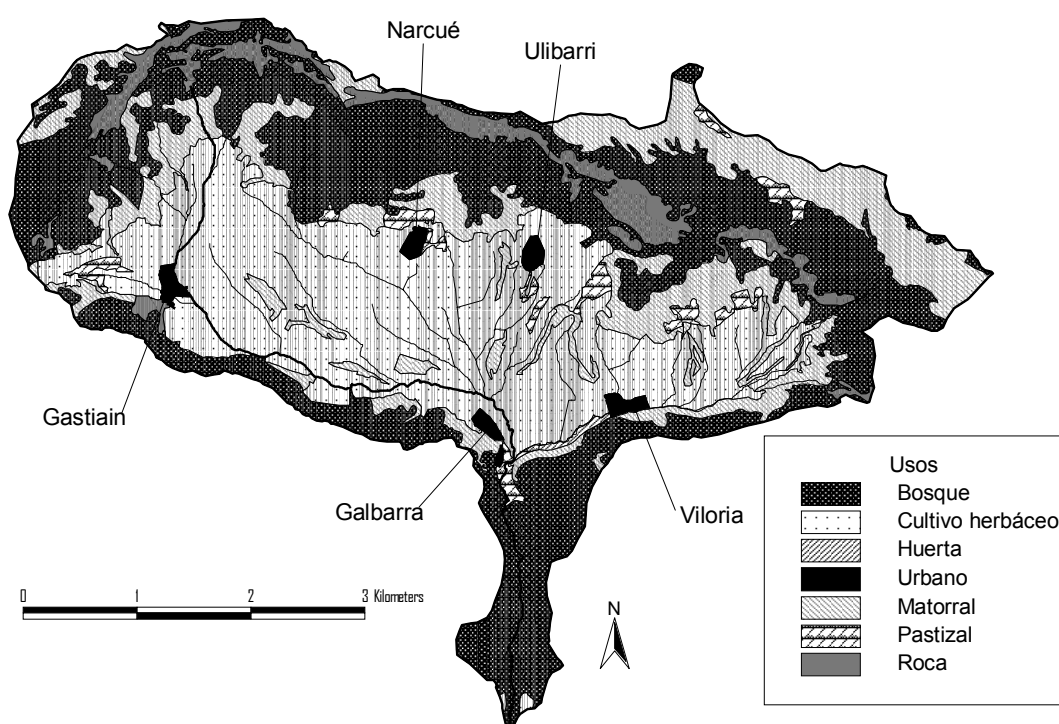


Figura 17. Usos del territorio en la cuenca hidrográfica del Galbarra. Los nombres corresponden a las poblaciones.

2.2.8 La agricultura en la cuenca del Galbarra

De las 742 ha dedicadas a la agricultura, sólo 0.18 ha se utilizan para cultivos hortícolas. Estas huertas suelen estar en los alrededores de los pueblos, junto a los cauces fluviales. El resto son cultivos de secano con rotaciones y tratamientos similares entre sí. A continuación se presenta la información obtenida mediante entrevistas con agricultores de la zona:

- Las especies cultivadas suelen ser:

- Trigo
- Cebada
- Avena
- Habas
- Forrajeras

Aproximadamente un 15% de las tierras se encuentran en barbecho.

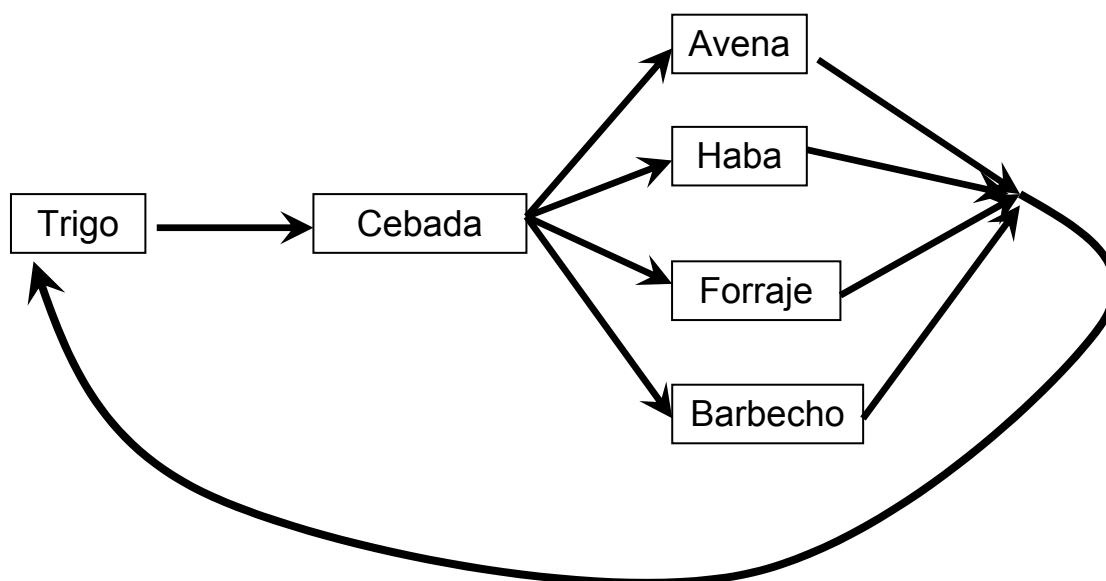


Figura 18. Rotación habitual realizada en los campos de cultivo de la cuenca hidrográfica del Galbarra a partir de entrevistas personales a los agricultores de la zona.

En la Figura 18 se muestra la secuencia habitual de rotación realizada por los agricultores en la cuenca del Galbarra. El primer año del ciclo siembran trigo a finales de octubre, el segundo año cebada y el tercero pueden sembrar avena, habas o diversas plantas forrajeras como la alholva, o dejar el terreno en barbecho. Tras esto comienza el ciclo y en algunas ocasiones, en lugar de un año de trigo son dos.

El ciclo general de labores es el siguiente:

- Labrar
- Rastrar (igualar con un apero con ganchos)
- 1ª fertilización (para el periodo de desarrollo inicial)

- Aplicación de herbicidas
- Sembrar
- Pasar el molón (rodillo para aplanar)
- 2ª fertilización de enero-febrero
- 3ª fertilización
- Aplicación de herbicidas
- Cosecha

A continuación se aporta una breve descripción de las labores agrícolas habituales, específicas para cada tipo de cultivo:

Trigo y cebada

- Siembra (incluyendo todas las labores previas): desde el 25 de octubre hasta navidad (Fig. 19);
- Fertilización:
 - 1ª fertilización (previa a la siembra): 278 kg/ha de compuesto (NPK) o aplicación de estiércol en el caso de disponer de él (en ese caso una vez cada 4 años y el resto NPK); en alguna ocasión algo de potasa, fosfato o urea; esta fertilización pretende cubrir las necesidades del periodo inicial de desarrollo.
 - 2ª fertilización: en febrero, 111-134 kg/ha de urea; pretende cubrir la necesidades de la planta en el periodo de ahijamiento (la plántula gana hojas y masa); si las lluvias de febrero impiden la entrada de la máquina al cultivo, se suspende esta aplicación.
 - 3ª fertilización: en marzo 278 kg/ha de nitrato o nitrato amónico; para cubrir las necesidades del encañado y espigado. Si no se ha hecho la fertilización de febrero, esta fertilización es mucho mayor.
- Herbicidas para eliminar la bayoca (avena sin rendimiento agrario llamada localmente *avena mala*) y las plantas de hoja ancha:
 - Junto con la primera fertilización.

- Junto con la última fertilización.
- Cosecha: 2ª quincena de julio o primera de agosto.

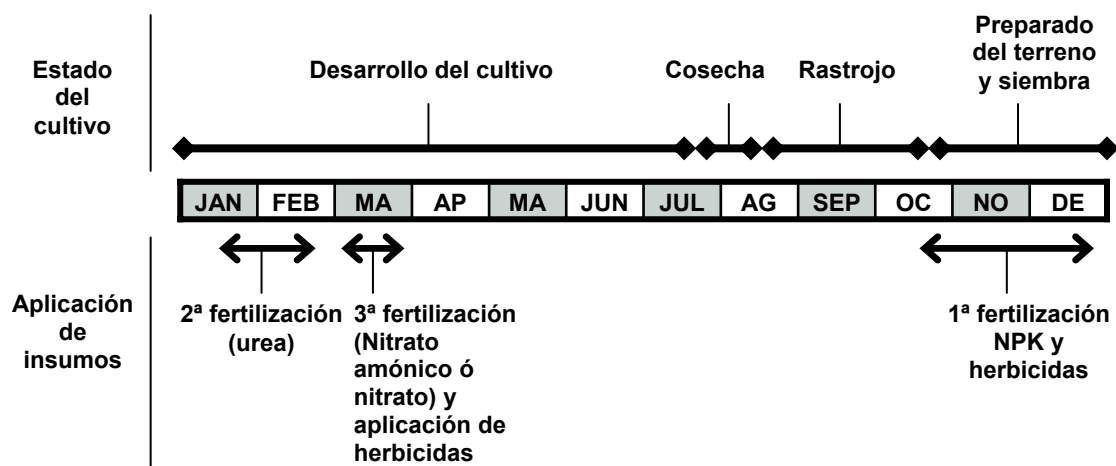


Figura 19. Secuencia habitual de labores realizadas en un cultivo de trigo o cebada. Esquema realizado a partir de entrevistas personales a agricultores.

Avena

- Siembra desde la primera semana de octubre hasta diciembre;
- La fertilización igual que la del trigo y la cebada, pero con 56 kg/ha menos en la primera fertilización;
- Herbicidas: a la par que la última fertilización, sólo para hoja ancha;
- Cosecha. 2ª quincena de julio-primera de agosto.

Habas

- Siembra: a partir del 20 de octubre;
- Herbicidas: al sembrar;
- Sin fertilización;
- En muchos casos no se cosecha y se entierra (ya que fijan nitrógeno simbióticamente y sirven de abono verde).

Plantas forrajeras

- Siembra a partir del 20 de octubre;
- Fertilizantes al sembrar; NPK 223 kg/ha;
- Sin herbicidas;
- Cosecha en mayo, estando todavía verde.

Barbecho

- Se labra el terreno tras la cosecha y se deja sin tocar todo el año.

Partiendo de estos datos y tras un reconocimiento *in situ* de la cuenca, se calcula la distribución aproximada de la superficie de las 742 ha de cultivo herbáceo que se muestra en la Tabla 5.

Tabla 5. Proporción y superficie de los distintos cultivos herbáceos en la cuenca del Galbarra

Cultivo	Superficie	
	%	ha
Trigo	33	247
Cebada	33	247
Avena	6	45
Habas	6	45
Forrajeras	6	45
Barbecho	15	111

Con respecto a los rendimientos de las cosechas, la información obtenida nos indica:

- Trigo: 4332 - 4560 kg/ha;
- Cebada: 4332 kg/ha;
- Avena: 160 kg/ha;
- Habas: 228 kg/ha.

Durante el periodo 2002-2003, debido a una ola de calor en junio de 2003, no se obtuvieron los mejores rendimientos, sin embargo, no fueron peores debido a las abundantes lluvias invernales, obteniéndose finalmente unos rendimientos medios (ITGA, 2003).

Balance económico del cereal

Actualmente (marzo-06) el cereal de secano en rotación se encuentra subvencionado por la PAC. Tanto los precios como las subvenciones están sufriendo una baja progresiva anual. Según los agricultores, hace unos años, una familia necesitaba 20 ha para vivir y actualmente son necesarias entre 150 y 200 ha.

En la Tabla 6 se muestra el resultado de un balance medio de los gastos e ingresos por hectárea que supone una explotación de cereal. Los precios corresponden al año 2003. Evidentemente hay que moverse en una horquilla que variará según los años dependiendo de los precios y del volumen de cosecha.

Tabla 6. Relación de gastos e ingresos anuales suponiendo producción de 4446 kg/ha de trigo (rendimiento medio) y un precio de 20 pts/kg (0.12 euros/kg) de trigo

	Euros/ha	
	Ingresos	Gastos
Subvención PAC	205	
Venta	469	
Laboreo		-122
Agroquímicos		-61
Cosechadora		-61
Arrendamiento		-152
Varios		-61
Total	674	-456
Balance		218

El año de la cebada son 218 €/ha. Los años de avena los gastos son prácticamente los mismos y como la ganancia es mínima, finalmente se pierden -233 €/ha. Teniendo en cuenta que unos años ganan y otros pierden, en rotación normal, cada tres años ganan 267 euros/ha lo que supone una ganancia media de 89 euros por hectárea y año.

Estimación de la entrada de nitrógeno y fósforo a través de la fertilización

Conociendo el tratamiento y los tipos de fertilizantes, se puede estimar la cantidad de nitrógeno y fósforo que entra en la cuenca a través de la fertilización (Tabla 7). Los porcentajes de nutrientes en los fertilizantes aplicados se obtuvieron preguntando a los agricultores, recogiendo algunas bolsas abandonadas en el campo y contrastando todo

con los trabajos de Fuentes-Yagüe (1990) e Iglesias (1994), y el catálogo de Fertiberia (<http://www.fertiberia.com/>).

Tabla 7. Cantidad de N o P aplicado según los fertilizantes y expresado como %.

	N- Ureico	N- Amoniacal	N-Nítrico	N- Estiércoles	N total	P
NPK (10-20-10)		5.5	4.5		10	8.6
Urea	46				46	
Nitrato amónico (Varios)		13.5-16.8	13.5-16.7		27-33.5	
Estiércol de vacuno				0.44	0.44	0.09

NOTA: el NPK lleva un 20% de anhídrido fosfórico que corresponde a un 8.6 de P.

En la Tabla 8 se muestra la cantidad de N aplicada por ha en un año habitual, calculada a partir de los datos de la Tabla 7 y del conocimiento de los tratamientos aplicados en la zona.

Tabla 8. Estimación de nitrógeno anual aplicado por hectárea en la fertilización habitual del trigo y la cebada.

Tratamiento	kg fertilizante/ha	kgN/kg	kg.ha ⁻¹ .año ⁻¹ de N
NPK	278	0.1	27.8
Urea	111-134	0.46	51-62
Nitrato-Amónico	278	0.27-0.335	75-93
		Total	154-183

La fertilización de marzo suele ser nitrato amónico y en ocasiones nitrosulfato o nitrato amónico cal. El fósforo sólo se añade en la primera fertilización en forma de anhídrido fosfórico con un total de 24 kg/ha de P. Hay que tener en cuenta que entre un 15% y un 20% de la superficie de la cuenca recibe enmiendas de estiércol de vacuno. Como es muy caro, sólo lo aplican los agricultores que tienen ganadería. Generalmente realizan una aplicación de 60 tn/ha cada 4 o 5 años, siempre antes de la siembra en invierno. Esto supone una entrada de N de 234 kg/ha y de P de 50 kg/ha. En esos casos reducen, pero no eliminan, el tratamiento de NPK a unos 100-150 kg/ha. Un porcentaje de N del estiércol (que puede llegar al 40%) es ya mineral en el momento de aplicarlo, la parte restante se mineraliza progresivamente con el paso del tiempo.

Los terrenos fertilizados con estiércol en años anteriores (como ocurre en el terreno de en el que se instalaron las parcelas, Capítulo 4) pueden tener una entrada extra anual de N de 20 kg/ha (Servicio Agronómico de Fertiberia, 1965).

Haciendo un balance general y suponiendo que el 4% de la superficie recibe anualmente enmienda de estiércol, unas 30 ha reciben un extra de N de 210 kg/ha y de P de 45 kg/ha. Pero como esos terrenos sufren una reducción del NPK, realmente serán 195 kg/ha de N y 32 kg/ha de P.

Haciendo el balance para cada tipo de cultivo y conociendo la superficie dedicada a cada uno, se puede hacer una estima de la entrada de N y P a los cultivos a través de los fertilizantes para toda la cuenca del Galbarra (Tabla 9). En los años húmedos, como 2003, suspenden la fertilización de urea de febrero y esta pérdida de N se compensa añadiendo más fertilizante en marzo.

Tabla 9. Entrada de N y P al año en la cuenca del Galbarra a través de los fertilizantes

	Superficies	N	Total N	P	Total P
	ha	kg/ha	tn	kg/ha	tn
Trigo + cebada	217	169	36.7	27.7	6.01
Cereal estercolado	30	343	10.3	59.7	1.79
Avena	6	163	1.0	19.8	0.12
Forrajas	6	22	0.1	19.8	0.12
Total			48.1		8.0

La ganadería vacuna

Se trata de una ganadería que pasa casi todo el tiempo en libertad. De agosto hasta finales de octubre pasta en los rastrojos de los cultivos y el resto del año en los montes comunales de la propia cuenca y en las cabeceras o la sierra de Urbasa y Lóquiz fuera de la cuenca. El estiércol producido cuando vuelven al establo, entre enero y junio, es recogido para ser usado posteriormente como fertilizante.

2.3 Materiales y métodos generales

2.3.1 Diseño experimental

Se proyectó un muestreo mensurativo de las aguas fluyentes en diferentes momentos y lugares de la red de drenaje. Se trata de un diseño en el que el espacio y tiempo son las principales variables experimentales o tratamientos. Es una aproximación muy habitual en la ecología fluvial (Norris *et al.*, 1992). La toma de muestras fue estratificada y no aleatoria, para lo que se seleccionaron previamente, y de acuerdo a los criterios expuestos a continuación, los lugares y la periodicidad de la toma de muestras. Con respecto a la periodicidad hay que señalar que, como es frecuente en los estudios de campo, se ha visto sujeta a imprevistos que la han modificado finalmente, como son la espera a unas lluvias que laven el terreno, el ajuste a periodos de fertilización o la existencia de avenidas que impiden el acceso a la zona. Además, se recogieron y analizaron otro tipo de muestras de agua: agua de escorrentía superficial y subsuperficial sobre cultivos y agua de lluvia durante campañas de muestreo. También, se realizaron una serie de transectos para describir la geomorfología fluvial, la vegetación riparia y realizar una valoración de la calidad del hábitat fluvial.

Finalmente se realizó un estudio de la evolución histórica de la cuenca a partir de la fotografía aérea, cartografía y trabajo de campo para conocer los cambios ocurridos en las últimas décadas que puedan influir en la exportación de nutrientes de la cuenca. A todo esto hay que añadir la obtención y procesado de un gran número de datos externos, como los derivados de la cartografía digital temática, datos climatológicos diarios de la cuenca, datos estadísticos de la zona, datos de concentraciones y flujos de nutrientes de estaciones de muestreo de aguas fluviales (ICA, Red Integrada de Calidad de Aguas de la CHEBRO) de la Confederación Hidrográfica del Ebro y de deposición atmosférica de nitrógeno (EMEP; *Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe*), que han sido utilizados para completar la interpretación de la información obtenida a partir de los propios datos obtenidos en los muestreos.

Elección de los lugares de muestreo

Para la elección de los lugares o sitios de muestreo, se utilizó la información obtenida tras examinar la cartografía topográfica (1:25000), de usos del territorio y geológica,

inspección *in situ* de la cuenca y finalmente mediante los datos del muestreo preliminar. Los lugares de muestreo se dividieron en dos categorías: i) lugares en el río Galbarra para estudiar la evolución del río de cabecera a desembocadura y realizar balances en diferentes tramos; ii) lugares en los tributarios, situados en la desembocadura de los afluentes del río Galbarra e independientes entre sí.

Cuando se pretende abordar un estudio sobre la contaminación difusa, la elección de los lugares para la toma de muestras se debe hacer teniendo en cuenta factores relativos al territorio drenado, por ello la distancia entre ellos será variable (Parr, 1994). Los criterios de elección fueron por tanto las condiciones del medio drenado, pretendiendo que entre dos lugares consecutivos se hubiesen dado los suficientes cambios en el territorio como para que los lugares sean considerados diferentes. Se tuvo en cuenta la existencia de cultivos, la presencia de pueblos o la cercanía a la desembocadura de los afluentes en el río. Se evitaron los tramos con impactos puntuales importantes. Las muestras de los tributarios se tomaron unos metros antes de la desembocadura al río Galbarra para evitar la posible toma de agua del río principal en momentos de aguas bajas. Tras estudiar los primeros resultados, se seleccionaron finalmente 10 lugares de muestreo en el río Galbarra y 8 en la desembocadura de los tributarios (Figs. 20 y 21). Se seleccionaron 6 de los lugares del río Galbarra que permitiesen tomar con relativa facilidad muestras en momentos especiales, como una tormenta o un momento especialmente trascendente, y diesen un reflejo de la situación de la cuenca. Se recogieron también muestras de agua de otros lugares de la cuenca, como de manantiales, otras cabeceras o tramos con posibles impactos puntuales, para disponer de información complementaria para la interpretación de los resultados.

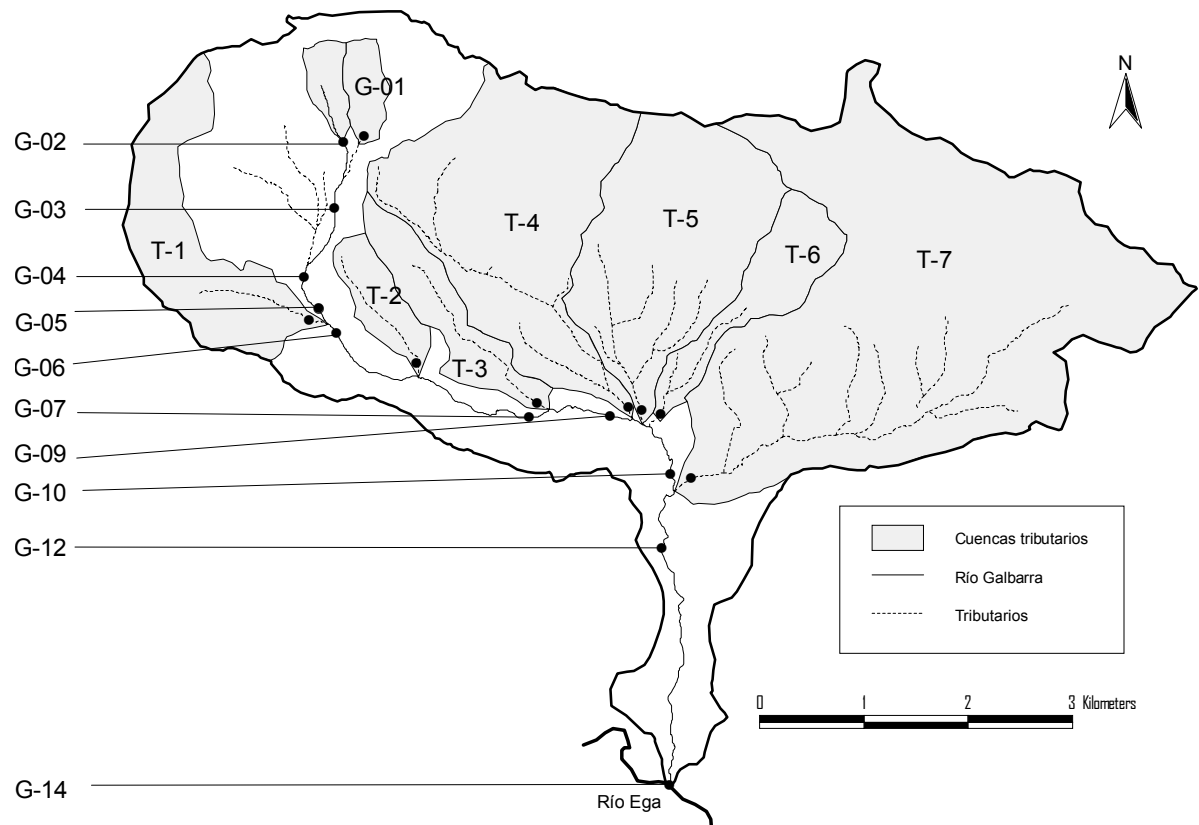


Figura 20. Lugares de muestreo en el río Galbarra y en las desembocaduras de sus tributarios. Con fondo gris aparecen marcadas las subcuencas de drenaje de los tributarios.

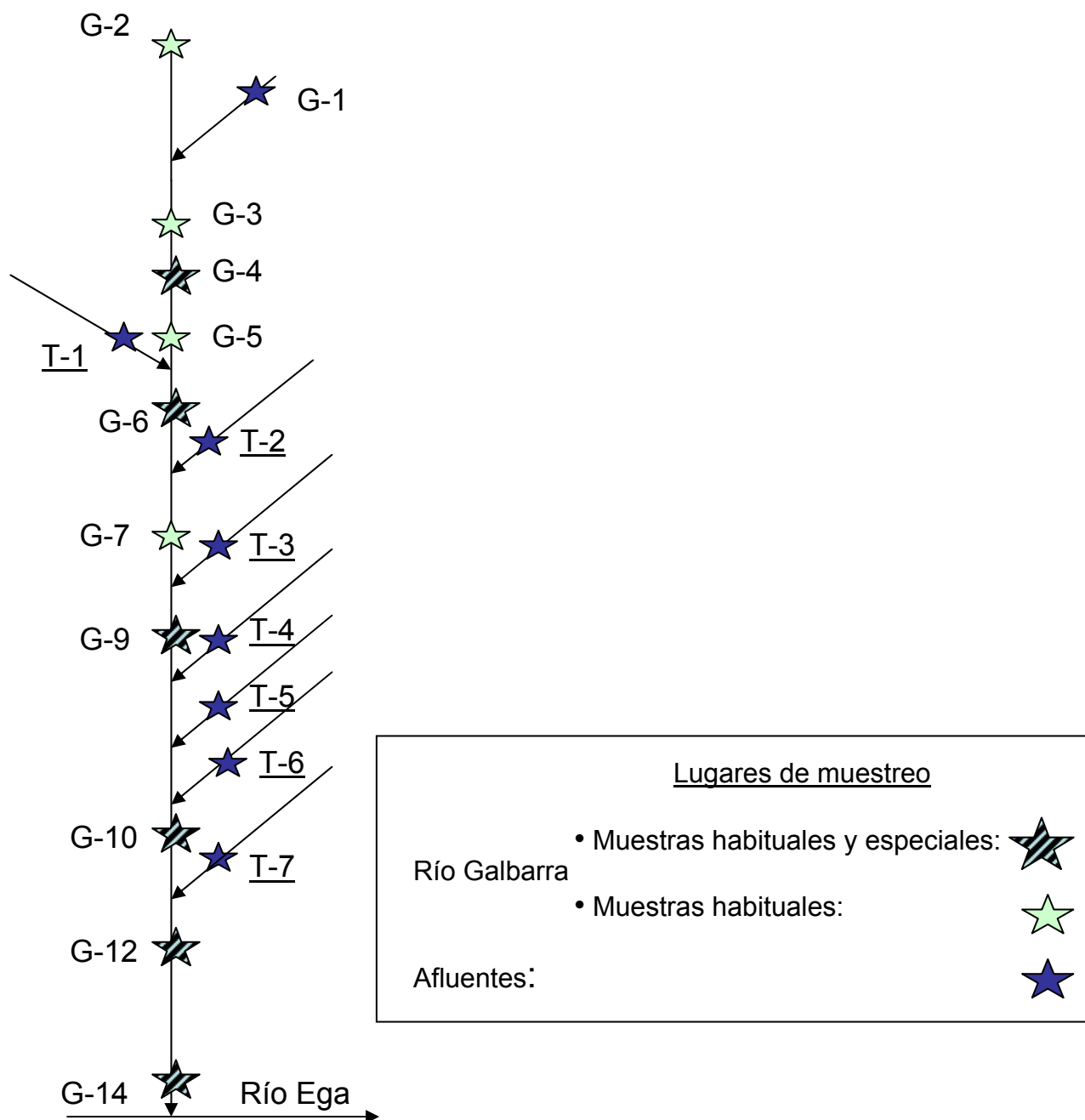


Figura 21. Esquema hidráulico del río Galbarra. Situación de los lugares de muestreo en el río Galbarra y sus tributarios.

Descripción de los lugares de muestreo

En las Tablas 10 a 13 se aporta información descriptiva sobre las características de cada uno de los lugares de muestreo ya señalados en las figuras 20 y 21. A continuación, se comentan algunas cuestiones de importancia relativas a cada uno de ellos.

Lugares de muestreo situados en el río Galbarra (lugares consecutivos en el canal principal, desde la cabecera a la desembocadura):

- **G-02.** Se trata de una cabecera del río Galbarra de 1^{er} orden. De todos los lugares de muestreo, es el que se sitúa a mayor altitud (786 m.s.n.m.). El nacimiento se sitúa 500 m aguas arriba en una cárcava. El arroyo, tras atravesar un terreno ocupado por matorral mediterráneo, penetra en los campos de cultivo de cereal situados en las partes altas de la cuenca. No existen núcleos de población aguas arriba. Ocasionalmente, las zonas superiores pueden estar ocupadas temporalmente por cabezas de ganado vacuno que pastan en semilibertad por las zonas altas de la cuenca y de la sierra de Lóquiz. Las muestras de agua han sido recogidas en la zona de transición entre matorral y cultivos.
- **G-03.** Es un tramo de segundo orden situado a 500 m aguas abajo del G-02. En ese tramo ya se ha incorporado el tributario G-01. Realmente es el primer tramo del río Galbarra en sí, ya que es abastecido por las aguas de G-02 y G-01. Recoge los drenajes de 11 ha de cultivo.
- **G-04.** Tramo del río Galbarra de tercer orden. Se sitúa antes del pueblo de Gastiáin. Recoge ya todos los drenajes de la zona de cabecera del oeste de la cuenca de Galbarra. Existe ya una importante área de cultivos herbáceos que suponen el 20% de la superficie de drenaje. Al igual que en el resto de la cuenca, el área de cultivos, aunque llega a suponer como máximo el 40% de la superficie de drenaje, es la zona por la que discurren la mayoría de los tramos fluviales.
- **G-05.** Se sitúa en el municipio de Gastiáin antes de la confluencia del tributario T-1 (que recibe los vertidos fecales del pueblo). Es un tramo similar al anterior y aunque ya puede recibir cierta contaminación urbana no recibe el vertido principal.
- **G-06.** Se sitúa varios metros después del G-05, en ese tramo ha desembocado el tributario T-1 con el vertido fecal de una fosa simple (63 habitantes) y una DBO estimada de 2.3 kg/día.
- **G-07.** Se sitúa antes de la desembocadura del tributario T-3, 2 km aguas abajo del G-06. El área de drenaje entre ambos puntos no tiene ninguna población y

principalmente está ocupada por cultivos herbáceos. Entre G-06 y G-07 desemboca el tributario T-2.

- **G-09.** A 700 m aguas abajo del anterior. Recoge los drenajes del tributario T-3. La nueva superficie de drenaje está ocupada casi exclusivamente por cultivos.
- **G-10.** Este sitio se sitúa relativamente cerca del anterior (800 m aguas abajo), sin embargo recoge drenajes de un nuevo e importante sector de la cuenca. En el tramo entre ambos sitios desembocan los tributarios T-4, T-5 y T-6. En los dos primeros vierten las fosas de 2 pueblos (57 habitantes). El municipio de Galbarra (48 habitantes) vierte en ese tramo. Además, el área de drenaje nueva tiene una importante superficie de cultivos herbáceos.
- **G-12.** Este sitio se sitúa tras la desembocadura del tributario T-7 y es el último sitio con impactos previos importantes como edificaciones o cultivos.
- **G-14.** Se sitúa en desembocadura del río Galbarra al Ega (unos metros aguas arriba para evitar recoger agua del propio Ega en momentos de aguas bajas). Entre G-12 y G-14 el río discurre encajado 2 km y conecta de nuevo con el karst a través varias fracturas o simas. La zona de la desembocadura se encuentra ocupada por una plantación de chopos.

Lugares situados en las desembocaduras de los afluentes al canal principal del Galbarra:

- **G-01.** Corresponde a una cabecera cercana a G-02, también de primer orden. Es el único tributario en el que las muestras de agua no se han recogido en la desembocadura al río Galbarra sino aguas arriba, justo en la zona de transición entre las partes altas de matorral y los primeros cultivos. Justo antes de la entrada a los cultivos, existe una zona de matorrales algo pisoteada por el ganado que en ocasiones pasta en libertad.
- **T-1.** Este tributario de primer orden recoge el drenaje de algunos cultivos en las zonas altas y el importante vertido del pueblo antes citado. La fosa vierte a pocos metros de la desembocadura del T-1 al río Galbarra.
- **T-2.** Pequeño afluente de primer orden cuya cuenca de drenaje está ocupada prácticamente sólo por cultivos (87%), siendo el resto matorral mediterráneo.

- **T-3.** Afluente también de primer orden, con una cuenca de drenaje con el doble de superficie de la anterior y también ocupada tan sólo por cultivos (93%) y un poco de matorral.
- **T-4.** Afluente de 2º orden que recoge los drenajes de cultivos (39%) y además el vertido del concejo de Narcué (31 habitantes y 1.1 kg/día de DBO estimado). El vertido se realiza 1.5 km aguas arriba de la desembocadura en un pequeño arroyo artificial de 1º orden.
- **T-5.** Este afluente, pese a tener un área de drenaje 50 ha menos que el anterior, desemboca en el río Galbarra siendo un río de 3º orden. Su área de drenaje está ocupada en parte por cultivos (46%). La fosa del concejo de Ulibarri (26 habitantes y 0.9 kg de DBO estimados) vierte en un pequeño arroyo de primer orden, también a 1.5 km de la desembocadura del afluente al río Galbarra.
- **T-6.** Pequeño afluente de segundo orden ocupado principalmente por cultivos en la parte baja (37%). Sin ningún vertido urbano.
- **T-7.** Es el más grande de los afluentes (729 ha). Desemboca siendo un río de tercer orden. Tiene un 23% de cultivos y el concejo de Viloria vierte a 1.3 km aguas arriba de la desembocadura (45 habitantes y 1.6 kg/día de DBO estimados). Desde Viloria a la desembocadura en el río Galbarra, en la margen izquierda del T-7, se sitúa la única zona de huertas importante del área de estudio, con una superficie de 4 ha.

Nota: a lo largo de la tesis, el sitio G-02 es considerado tanto lugar de muestreo del río Galbarra como tributario independiente.

Tabla 10. Código, coordenadas, altitud, superficie y habitantes de los distintos lugares de muestreo de la cuenca del Galbarra. La superficie y habitantes de los lugares situados en el río Galbarra corresponden a los acumulados hasta ese punto.

Sitio	UTM (x)	UTM (y)	Altitud del tramo (m)	Superficie acumulada de drenaje (ha)	Habitantes acumulados
G-02	559.140	4.731.546	788	20	0
G-03	559.047	4.731.095	726	117	0
G-04	558.800	4.730.561	678	326	0
G-05	558.985	4.730.142	655	340	0
G-06	559.000	4.730.127	653	484	63
G-07	560.792	4.792.454	587	644	63
G-09	561.416	4.729.377	573	754	63
G-10	561.771	4.728.827	558	1417	168
G-12	561.679	4.728.348	548	2202	213
G-14	561.739	4.726.437	499	2298	213
G-01	559.230	4.731.570	786	24	0
T-1	558.969	7.730.149	657	144	63
T-2	559.718	4.729.745	623	39	0
T-3	560.757	4.729.460	588	71	0
T-4	561.426	4.729.394	572	308	31
T-5	561.512	4.729.371	571	250	26
T-6	561.610	4.729.344	572	77	0
T-7	561.799	4.728.826	562	729	45

Tabla 11. Desnivel, longitud y pendiente del tramo entre un sitio de muestreo y el anterior. Nota: En los tributarios, la longitud corresponde a la longitud del eje principal del tributario, y el desnivel y la pendiente están calculados desde el nacimiento a la desembocadura en el río Galbarra.

Cod.	Desnivel tramo	Longitud del tramo	Pendiente media del tramo
G-02	130	531	24.5
G-03	60	559	10.7
G-04	48	641	7.5
G-05	23	452	5.1
G-06	2	32	6.3
G-07	66	2128	3.1
G-09	14	736	1.9
G-10	15	813	1.8
G-12	10	608	1.6
G-14	49	2071	2.4
G-01	6	32	18.9
T-1	83	1117	7.4
T-2	65	1215	5.3
T-3	92	1732	5.3
T-4	275	2753	10.0
T-5	119	1566	7.6
T-6	114	1341	8.5
T-7	335	2912	11.5

Tabla 12. Jerarquía fluvial, longitud de la red de drenaje aguas arriba de cada sitio de muestreo, punto kilométrico del río Galbarra empezando en el nacimiento del mismo aguas arriba del sitio G-02 y porcentaje de la red de drenaje correspondiente a cada orden jerárquico (Horton-Strahler). Nota: el Pk de los tributarios corresponde al Pk del propio río Galbarra en el que desemboca ese tributario.

Cod.	Orden	Longitud red de drenaje (m)	Pk (m)	1 ^{er} orden (%)	2 ^o orden (%)	3 ^{er} orden (%)	4 ^o orden (%)
G-02	1	531	531	100	0	0	0
G-03	2	1439	1090	81	19	0	0
G-04	3	4722	1731	74	24	2	0
G-05	3	5174	2183	67	22	11	0
G-06	3	6356	2215	73	18	9	0
G-07	3	9699	4343	60	12	28	0
G-09	3	12167	5079	62	9	28	0
G-10	4	24409	5892	58	23	16	3
G-12	4	35293	6500	61	18	17	4
G-14	4	37364	8571	58	17	16	9
G-01	1	32	823	100	0	0	0
T-1	1	1118	2188	100	0	0	0
T-2	1	1215	3139	100	0	0	0
T-3	1	1732	4343	100	0	0	0
T-4	2	5337	5092	59	41	0	0
T-5	3	4393	5196	48	43	8	0
T-6	2	1599	5246	86	14	0	0
T-7	3	10276	5910	72	6	22	0

Tabla 13. Área y porcentaje de la cuenca de drenaje de cada lugar de muestreo ocupada por cada uno de los usos del territorio. Bq = Bosque; Mt = Matorral; Ch = Cultivo herbáceo; H = Huerta; Cp = Chopera cultivada; IU = Urbano; Pt = Pastizal; R = Roca.

Cod.	Bq (ha)	Mt (ha)	Ch (ha)	H (ha)	Cp (ha)	IU (ha)	Pt (ha)	R (ha)	Bq (%)	Mt (%)	Ch (%)	H (%)	Cp (%)	IU (%)	Pt (%)	R (%)
G-02	8	7	0	0	0	0	0	5	41	33	0	0	0	0	0	26
G-03	58	26	11	0	0	0	0	22	50	22	9	0	0	0	0	19
G-04	142	77	61	0	0	0	0	47	44	23	19	0	0	0	0	14
G-05	142	77	72	0	0	3	0	47	42	23	21	0	0	1	0	14
G-06	218	99	103	0	0	5	6	54	45	21	21	0	0	1	1	11
G-07	263	112	204	0	0	5	6	54	41	17	32	0	0	1	1	8
G-09	277	123	289	0	0	5	6	54	37	16	38	0	0	1	1	7
G-10	493	198	573	0	0	18	24	110	35	14	40	0	0	1	2	8
G-12	791	459	740	4	0	24	48	136	36	21	34	0.2	0	1	2	6
G-14	885	459	742	4	0.2	24	48	136	39	20	32	0.2	0.01	1	2	6
G-01	18	3	0	0	0	0	0	3	77	11	0	0	0	0	0	12
T-1	76	23	30	0	0	3	6	7	53	16	21	0	0	2	4	5
T-2	0	5	34	0	0	0	0	0	0	13	87	0	0	0	0	0
T-3	0	5	66	0	0	0	0	0	0	7	93	0	0	0	0	0
T-4	128	32	121	0	0	4	7	15	42	10	39	0	0	1	2	5
T-5	75	31	115	0	0	5	5	20	30	12	46	0	0	2	2	8
T-6	13	9	28	0	0	0	6	21	17	11	37	0	0	0	8	27
T-7	252	257	166	4	0	5	19	26	35	35	23	1	0	1	3	4

Periodicidad y consideraciones sobre la recogida de muestras

Robertson y Roerish (1999) consideran que para la estimación de la carga anual de nutrientes en una cuenca y año concreto es suficiente con una periodicidad mensual en la toma de muestras junto con muestras de eventos principales; sin embargo, Butturini (2005) estima que 10 días es el periodo máximo entre una toma de muestras y otra para realizar una estima anual fiable. Según Hill (1986) para estimar la carga anual con sus variaciones interanuales son necesarios muestreos mucho mayores, como mínimo de 6 años. El objetivo de este trabajo no es el de realizar una estima exacta de los flujos anuales sino conocer y describir las variaciones que se producen en la concentración y carga de nutrientes en función del territorio drenado y de la época del año durante el periodo de estudio, en un periodo concreto y para unas cuencas concretas. Stednik (1991) recomienda el muestreo mensual para seguimientos de la calidad de las aguas superficiales, señalando la importancia de la consideración de los periodos extremos.

Para poder comparar los resultados obtenidos en los distintos lugares en una campaña de muestreo determinada, la recogida de muestras no debería realizarse en condiciones cambiantes (fuertes lluvias). De esta manera hay que evitar lo que Bowes *et al.* (2005) denominan *transit-times errors* (errores producidos al comparar los datos de dos puntos en un río que han sido recogidos durante un evento climático, ocurrido entre la toma de datos en uno y en otro, que produce que los datos no sean comparables). Sin embargo, era necesario que hubiera llovido lo suficiente para que se produjeran los drenajes, lixiviando los nutrientes en los cultivos y transportándolos hasta el río. No fue fácil adaptarse a estas condiciones, sujetas a la imprevisión característica del clima mediterráneo. La distancia entre Madrid y Navarra, la necesidad de analizar las muestras (refrigeradas) lo antes posible y los recursos disponibles, fueron también considerados. La programación consistió en realizar una campaña de recogida de muestras mensual, pero no de manera estricta. Como se buscaba la ocurrencia de lluvias que lavasen el terreno, en ocasiones se esperó unos días más para que se produjesen y encontrar el terreno en una situación idónea. En algunas ocasiones se realizó el muestreo pese a no haber llovido, como ocurrió en verano, con el objetivo de recoger la situación de la cuenca en el estiaje. Tras la fertilización de marzo de 2003 se actuó del mismo modo tomando muestras después de la fertilización y antes de las lluvias, y volviéndolo a hacer después llover.

Los fenómenos extremos pueden llegar a tener una gran importancia puntual, pudiéndose desplazar gran cantidad de materiales en muy poco tiempo. Aunque de forma general ha sido imposible controlar todos estos fenómenos, sí se ha recogido un mayor número de muestras en los lugares especiales bajo condiciones cambiantes. Además, se instalaron unas parcelas de escorrentía y una batería de sondas de succión en un cultivo para tener una visión local del flujo de nutrientes por escorrentía e infiltración. Debido a su importancia, pero también a la imposibilidad de controlar los periodos de lluvia en un experimento mensurativo de este tipo, la precipitación caída en la cuenca en horas y días previos ha sido registrada con especial cuidado con ayuda de un pluviómetro instalado mientras se realizaba el trabajo de campo, a lo que se unieron los datos de precipitación acumulada diaria publicados por el Gobierno de Navarra.

2.3.2 Desarrollo de la toma de muestras de campo

Cada campaña de muestreo se preparaba un mes después de finalizar la campaña anterior y se esperaba al momento adecuado. Tras recoger las muestras de agua y medir las variables de campo, se regresaba a Madrid para la realización de los análisis de laboratorio.

Las variables obtenidas en cada lugar de muestreo en el campo o a partir del análisis de las muestras recogidas en estas campañas de muestreo (variables primarias) han sido:

- Temperatura ambiental (T_{amb} ; °C)
- Temperatura del agua (T_{ag} ; °C)
- pH
- Conductividad eléctrica (CE; $\mu S/cm$)
- Turbidez (Tu ; FAU)
- Sólidos en suspensión (SS; mg/L)
- Concentración de nitrato ($N-NO_3^-$; mg/L)
- Concentración de amonio ($N-NH_4^{+}$; mg/L)
- Concentración de nitrito, en algunas ocasiones ($N-NO_2^-$; mg/L)
- Concentración de fosfato (PO_4^{3-} ; mg/L)

- Caudal (Q; L/s) y variables derivadas de la valoración del caudal (ver más adelante)

Trabajo en el campo

Inicialmente, aunque fuese la noche anterior al muestreo, se instalaba el pluviómetro de campo en la zona del concejo de Galbarra. En primer lugar, se realizaba un reconocimiento previo para comprobar que no había habido modificaciones de importancia en el tramo. Se tomaba registro de la fecha, hora y consideraciones climáticas y se realizaban las mediciones *in situ*. Estas eran la temperatura ambiente, para lo que se usó un termómetro de mano (Digi-Termo, Quartz). También *in situ* se midió el pH y la conductividad eléctrica utilizando un pHmetro modelo FE 257 EDT Instruments (Suiza) y un conductímetro modelo Crison 524 (Spain). Ambos aparatos eran calibrados y programados con una corrección automática de la temperatura, a 20 °C, antes de empezar a medir, utilizando soluciones patrón con valores cercanos a los típicamente detectados en las aguas de la cuenca. Para tomar las muestras de agua, en el tramo de la estación de muestreo, situándose aguas abajo y se avanzaba recogiendo una muestra de 5 litros representativa del tramo, de los cuales se separaba una alícuota de un litro en botella de polipropileno tras lo que se recogían de nuevo 5 litros de los que se separaba otro litro. Las dos muestras (repeticiones) eran refrigeradas (4 °C) en neveras portátiles y en oscuridad, y finalmente transportadas al laboratorio. De cada botella era extraído el aire con presión manual para conseguir el vacío. Todos los recipientes que iban a transportar o recoger agua de muestra eran previamente enjuagados varias veces con el agua de muestra.

La medición del caudal

Aunque la valoración del caudal corresponde al trabajo realizado en el campo, debido a la gran importancia de este dato y a las múltiples consideraciones que tiene su valoración, se considera adecuado dedicarle una sección aparte. El caudal es el parámetro que indica el volumen de agua que está circulando por un punto por unidad de tiempo. El caudal se puede representar mediante la ecuación:

$$Q = A \cdot V$$

En la que Q es el caudal, A es el área de la sección transversal del río y V es la velocidad del agua al atravesar la sección. Se expresa el área en m^2 y la velocidad en m/s y se obtiene un caudal expresado en m^3/s . En estas unidades se expresan habitualmente los caudales de los grandes ríos, sin embargo, en ríos y arroyos de menor magnitud, es habitual expresarlos en L/s (dm^3/s).

Al no disponer de estación de aforo en la cuenca, fue necesario realizar una medición manual del caudal en el momento de recogida de la muestra de agua. Existen tres técnicas habitualmente utilizadas en limnología para medir el caudal: el aforo directo en recipiente, mediante el empleo de un velocímetro o mediante el empleo de un flotador.

La primera sólo se puede utilizar en pocas ocasiones, aunque si se hace bien puede ser la más exacta. Consiste en hacer pasar toda el agua del arroyo por un punto tras el cual se sitúa un recipiente aforado que recoge esa agua en un tiempo medido. Se obtiene un volumen determinado y un tiempo, y tras hacer la división se obtiene directamente el valor del caudal. Esta valoración se repite varias veces y se realiza la media. Requiere un caudal bajo y una estructura del río que se encuentra en pocas ocasiones.

La técnica del velocímetro es la realizada más habitualmente. Se requieren metros, un profundímetro y un aparato llamado molinete que mide la velocidad del agua en un punto dado. En el tramo que se está valorando, se busca el punto más adecuado: conviene que sea lo más homogéneo posible, que su sección transversal sea lo más parecida a una sección ideal, en la que el agua fluya laminarmente, sin turbulencias ni puntos muertos, y que las profundidades varíen de una manera progresiva. Una vez elegido el punto, se sitúa un metro desde la margen izquierda a la derecha perpendicular a la corriente y en paralelo a la superficie del río. Se divide la sección en subsecciones con el objetivo de hacer un cálculo del caudal para cada subsección (Fig. 22). Se mide la longitud de cada subsección (L) y la profundidad inicial y final de la subsección, realizando la media de profundidades $((P_i + P_f)/2)$. Se calcula el área de la subsección ($A = L * P_{media}$). Ahora se mide la velocidad media del agua en la subsección introduciendo el molinete durante un tiempo t_i (30 segundos). Multiplicando área por velocidad se obtiene el caudal de la subsección; el caudal final será la suma de todos los subcaudales. Si la profundidad del subsector es menor de 50 cm (como es habitual en Galbarra) se realiza una sola medición de velocidad en el centro; si es mayor, se realizan dos mediciones a dos profundidades. A partir de la matriz de datos de cada valoración se

calcula también la profundidad media (Z_m), dividiendo el área total (A_t) por la longitud total (L_t); y la velocidad media (V_m), dividiendo el caudal total por el área total.

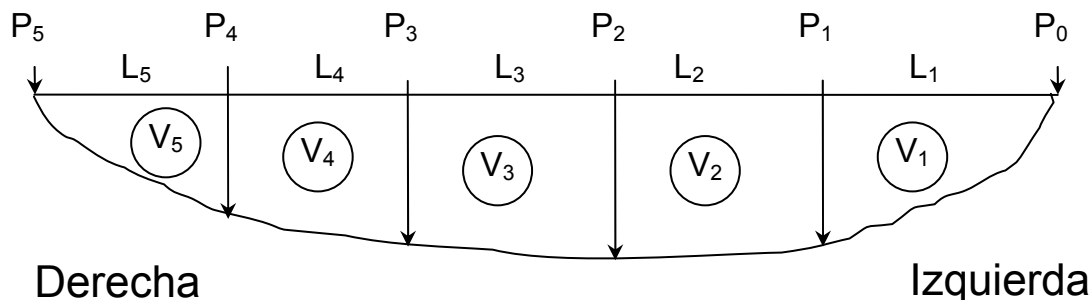


Figura 22. Esquema de las mediciones realizadas en una valoración de caudal con velocímetro

La técnica del flotador es una técnica alternativa que se emplea habitualmente cuando no se dispone de velocímetro o cuando el caudal es tan bajo que el velocímetro no mide correctamente. La diferencia principal con la anterior es que, al no disponer de velocímetro, se emplea un flotador (en este caso una pelota de goma) para conocer velocidad con la que recorre un tramo determinado. El lanzamiento de pelota se realiza varias veces intentando recoger la variabilidad del tramo y finalmente se obtiene la media. Como la velocidad en superficie es superior al valor de la media real, se corrige con un factor que varía en función del substrato del río.

En este trabajo, se ha empleado el método del aforo directo en los manantiales, fuentes o puntos muy especiales. Fuera de dichos casos específicos, se ha realizado el aforo con velocímetro siempre que ha sido posible, siendo la situación más frecuente; y el método del flotador cuando no lo ha sido. En los periodos iniciales se ha tenido gran cuidado en poner a punto los métodos para conseguir una gran precisión y en muchas ocasiones se han realizado dos mediciones por estación obteniendo resultados muy similares. Para medir la velocidad del agua se ha empleado un molinete OTT model C2 10.150 (Germany) o el minimolinete digital Probe. Aunque lo adecuado hubiera sido utilizar el mismo aparato siempre, no fue posible porque eran amablemente prestados por la Sección de Recursos Hídricos y Energías Renovables del Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra y no siempre pudieron proporcionar el mismo. En una ocasión se pudo trabajar con ambos comprobando la similitud de sus mediciones.

2.3.3 Análisis físico-químicos

Las muestras de agua fueron conservadas en neveras portátiles a 4°C y en oscuridad para su transporte hasta el laboratorio, donde, tras alcanzar la temperatura ambiente (20 °C) eran homogeneizadas por agitación, filtradas y analizadas.

La analítica se realizó por duplicado y empleando blancos de reactivo. Todo el material en contacto con las muestras era lavado con agua corriente y jabón sin fosfatos (LM02, Derquim), enjuagado con HCl al 5% y finalmente aclarado con agua destilada. Antes de traspasar la muestra, los recipientes eran aclarados con la propia muestra, previamente filtrada.

Se emplearon las técnicas espectrofotométricas estandarizadas y puestas a punto por la casa HACH (1992, 1997), que también proveía de todos los reactivos y materiales necesarios para los análisis, así como de las células ópticas. Se utilizó un espectrofotómetro HACH (modelo 2010) con los programas de trabajo para cada método de análisis ya memorizados en su *software*, incluidas las curvas de calibración.

La puesta a punto de los métodos, así como la elaboración de los protocolos, se realizó con las muestras recogidas en el proyecto FLUNEGA (DMAOTVGN, 2003) y con las de los muestreos preliminares de esta tesis, comprobando que la exactitud y la precisión de nuestros resultados fueran equiparables a los indicados por la casa HACH (1992).

La exactitud y la precisión de cada método se evaluaron empleando patrones comerciales de la propia casa HACH (1992) de diferentes concentraciones. La exactitud se comprobó mediante el método de la adición de diferentes alícuotas de soluciones patrón. La precisión indicada para cada método es la desviación típica de los resultados obtenidos en el análisis de 10 repeticiones de soluciones patrón de la casa HACH y un lote de reactivos representativo (HACH, 1992).

Todo el material de vidrio empleado fue tipo Pirex. Para la volumetría siempre se emplearon matraces aforados y pipetas de la Clase A. Cuando fue necesario realizar diluciones, se utilizó agua desionizada (MiliQ).

- **Nitratos** (N-NO_3^- ; mg/L) - Método de la reducción por cadmio (HACH, 1992).

El método de la reducción por cadmio (APHA, 1980) consiste en una reducción de todo el nitrato a nitrito gracias a la presencia de cadmio. Posteriormente los iones nitrito reaccionan con el ácido sulfanílico y con el ácido géntísico, generando un

compuesto de color ámbar en proporción directa con la concentración de nitrato-nitrito. La absorbancia debida al compuesto ámbar generado puede medirse a dos longitudes de onda diferentes, dependiendo de la sensibilidad requerida:

- Método MR (ref. HACH n° 8171) para concentraciones de 0 - 4.5 mg/L de N-NO_3^- a 400 nm y con reactivo NitraVer 5;

Precisión: ± 0.1 mg/L (n=10) con patrones de 2 mg/L (N-NO_3^-);

- Método HR (ref. HACH n° 8039) para concentraciones de 0 - 30 mg/L de N-NO_3^- a 500 nm y con reactivo NitraVer 5;

Precisión: ± 0.2 mg/L (n=10) con patrones de 20 mg/L (N-NO_3^-).

Los resultados expresados en forma de N-NO_3^- (mg/L) pueden ser expresados en forma de NO_3^- (mg/L) multiplicando por el factor 4.4.

- **Nitritos** (N-NO_2^- ; mg/L)-Método de diazotización (HACH, 1992).

El procedimiento es el mismo que en el caso anterior pero sin la intervención de cadmio.

- Método LR (ref. HACH n°8507) para concentraciones de 0-0.300 mg/L de N-NO_2^- a 507 nm y con reactivo Nitriver3;

Precisión: ± 0.0011 mg/L (n=10) con patrones de 0.100 mg/L (N-NO_2^-).

Los resultados expresados en forma de N-NO_2^- (mg/L) pueden ser expresados en forma de NO_2^- (mg/L) multiplicando por el factor 3.3.

- **Amonio** (N-NH_4^+ ; mg/L) - Método de Nessler (HACH, 1992).

En el método de Nessler (APHA, 1980), el reactivo de Nessler (K_2HgI_4) reacciona con el amonio en condiciones fuertemente alcalinas, produciendo un compuesto de color amarillento. Para que no se produzcan interferencias es necesario acompañar la reacción con un estabilizante mineral (tartrato de potasio y sodio más citrato de sodio) y un agente dispersante (alcohol de polivinilo). En muestras con altas conductividades es necesario añadir una o dos gotas más de estabilizante.

- Método Nessler (ref. HACH n° 8038) para concentraciones de 0 a 2.50 mg/L de N-NH_4^+ a 425nm y con reactivo de Nessler;

Precisión: ± 0.015 mg/L (n=10) con patrones de 1 mg/L (N-NH_4^+);

Los resultados expresados en forma de N-N-NH_4^+ (mg/L) pueden ser expresados en forma de NH_4^+ (mg/L) multiplicando por el factor 1.29.

- **Fosfato** (PO_4^{3-} ; mg/L) - Método del ácido ascórbico (HACH, 1992).

Método del ácido ascórbico (APHA, 1980). Este método valora el fósforo en forma de ortofosfato, para analizar otras formas de fósforo, se han de transformar previamente a ortofosfato. En el caso de no hacerlo, sólo estamos valorando el denominado “fósforo reactivo” expresado en forma de fosfatos (HACH, 1992). El fósforo valorado de esta manera es denominado habitualmente fósforo reactivo soluble (*Soluble-Reactive Phosphorus*; SRP). La reacción tiene dos fases, en la primera, el ortofosfato reacciona con el molibdato en solución ácida; en la segunda este compuesto reacciona con el ácido ascórbico produciendo especies de color azul.

- Método ácido ascórbico (ref. HACH nº 8048) para concentraciones de 0 a 2.50 mg/L de PO_4^{3-} a 890nm y con reactivo PhosVer3;

Precisión: ± 0.01 mg/L (n=10) con patrones de 1 mg/L (PO_4^{3-});

Los resultados expresados en forma de PO_4^{3-} (mg/L) pueden también ser expresados en forma de P- PO_4^{3-} (mg/L) multiplicando por el factor 0.333.

- **Turbidez** (TU; FAU) - método de la atenuación de la radiación (HACH, 1997)

La turbidez es definida de forma general como la propiedad óptica de una suspensión que causa que la luz que atraviesa la suspensión sea dispersada en lugar de transmitida. Los tipos de interacción que ocurren entre la luz y las partículas depende del tamaño de partícula, la forma de la misma y la longitud de onda de la luz incidente (Stednick, 1991). Se empleó el método de la atenuación de la radiación (ref. HACH 8237) de 0 a 4400 FAU a 860 nm con la muestra sin filtrar, expresado en unidades FAU (*Formazin Attenuation Units*). La medida a esta longitud de onda evita interferencias de color.

- **Sólidos en suspensión** (SS; mg/L) - método fotométrico (HACH, 1997)

Se empleó el método espectrofotométrico propuesto por Krawczyk y Gongglewski (1959) en lugar del gravimétrico. Este método se basa en la relación directa existente entre los sólidos en suspensión que existen en una muestra (previamente triturada en una batidora) y la absorbancia a una longitud de onda de 810 nm. La

obtención de este dato es una de las maneras más habituales de valorar la cantidad de sedimentos exportados en la cuenca a través de las aguas fluviales (Duck & McManus 1990). Método (ref. HACH 8006) de 0 a 75 mg/L de SS con muestras sin filtrar.

A excepción de la turbidez, el resto de parámetros se expresan en unidades de concentración (peso/volumen). La decisión de la unidad elegida para exponer los resultados en este trabajo ha sido complicada ya que, habitualmente, en función de los trabajos y lo que se quiera expresar, se presentan en unas unidades u otras. En los trabajos de investigación las formas de nitrógeno se expresan en forma de peso del átomo de nitrógeno en forma de la molécula X por unidad de volumen. Esto permite sumar con sencillez todas las distintas formas sin tener que transformar. Sin embargo, en muchas ocasiones, sobre todo cuando se refiere a valores límite de las distintas normativas, se expresa como el peso de la molécula por unidad de volumen. En otras ocasiones se expresa como mol/L o $\mu\text{mol/L}$. También varía la magnitud de las unidades y según lo concentrada que esté la muestra se expresa en forma de $\mu\text{g/L}$ o mg/L . Cada forma de expresarlo presenta ventajas e inconvenientes. Para la realización de esta tesis se ha decidido, de forma general, representar los resultados de nitrato en forma de mg/L de N en forma de nitrato (N-NO_3^-). Tanto el amonio como el fosfato, suele estar en concentraciones más bajas y, para facilitar la lectura del dato, generalmente se presenta como $\mu\text{g/L}$ de N en forma de amonio (N-NH_4^+) y $\mu\text{g/L}$ para el fosfato (PO_4^{3-}).

Por otro lado, hay que tener en cuenta que cuando se analiza nitrato, se está analizando también nitrito. Lo completamente correcto sería analizar la concentración de nitrito y restarla al resultado de nitrato obtenido. Las magnitudes de nitrito detectadas en la cuenca del Galbarra son tan bajas que quedan por debajo del límite de detección del nitrato por lo que su resta no variaría el resultado. De este modo, se puede hablar sólo de nitrato. En cualquier caso, siendo estrictos, la variable de la que estamos hablando es $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$. En algunos trabajos publicados que utilizan el método de reducción por cadmio, hablan de nitratos + nitritos aunque generalmente se refieren tan sólo a nitratos. En este trabajo, se va a hablar tan sólo de nitratos aunque dejando patente esta aclaración.

2.3.4 Variables secundarias

A partir de la interacción de las variables originales o primarias, se obtuvieron una serie de nuevas variables (secundarias). La concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (*Dissolved Inorganic Nitrogen*; DIN) es una variable comúnmente utilizada en los estudios de nutrientes en ríos. Es el resultado de sumar la concentración de N en forma de nitrato, nitrito y amonio. Como al valorar nitratos, también se valoran los nitritos, se suma este resultado al del amonio y se obtiene la variable DIN que se expresa en forma de mg/L. También se calculan las relaciones entre N-NO_3^- y N-NH_4^+ y las relaciones DIN y PO_4^{3-} . Estas relaciones se han de calcular mol:mol por lo que se transforman previamente los datos.

Para calcular la cantidad de materia que está pasando por un sitio en un momento dado, se calculan los flujos instantáneos multiplicando la concentración de un compuesto por el caudal valorado en ese momento:

$$\text{Flujo de X} = \text{Concentración} * Q = (\text{mg/L}) * (\text{L/s}) = \text{mg / s de X}$$

Este dato se puede extrapolar a día estimando la materia que se estaría moviendo por ese punto en un día suponiendo que las condiciones fuesen estables. Por último, se calcula la materia exportada por unidad de superficie y segundo. En inglés esta variable es habitualmente conocida como *yield* y en este trabajo se ha denominado flujo por superficie. Consiste en dividir el flujo por la superficie drenada, obteniendo una nueva variable que se expresa como $\text{g.ha}^{-1}.\text{s}^{-1}$ de un compuesto X.

2.3.5 Cartografía digital

El uso de sistemas de información geográfica (*Geographic Information Systems*; GIS) se ha convertido en esencial para la obtención de datos espaciales que posteriormente se integren con información ambiental recogida en el campo, como base para interpretar resultados y tomar decisiones de gestión (Basnyat et al., 2000). Para la realización de este trabajo, se ha empleado el programa ArcView GIS 3.2a y, tal y como se vio en la descripción de área de estudio, diversos mapas geológicos, de suelos, de usos del territorio, topográficos, así como ortofotos georreferenciadas. A partir de ahí, se han creado nuevos mapas y capas de información. Los trabajos se han realizado siempre en sistemas vectoriales. Se ha desarrollado el Modelo Digital del Terreno (MDT) a partir de un mapa de cotas. Se han creado nuevas capas con polígonos que corresponden a la

superficie de la cuenca de drenaje correspondiente a cada lugar de muestreo, tanto para los lugares de muestreo del río Galbarra como para los de los tributarios. Los límites de cada subcuenca corresponden a la divisoria de aguas dibujada a partir de la cartografía topográfica 1:5000. También se ha creado capas con elementos lineales correspondientes a la red de drenaje. Los trazados se han realizado a partir de la cartografía 1:5000, corregida con inspección visual en el campo y con la ortofoto. El programa ofrece la opción de calcular el área y la longitud de los elementos poligonales y lineales, respectivamente.

Utilizando la herramienta de geoprocesado, se pueden superponer los mapas de diversos atributos a los nuevos mapas de cuencas y subcuenca obteniendo un nuevo mapa del que se puede obtener la superficie de cada categoría, en cada una de las subcuencas.

2.3.6 El manejo de los datos

La media, la mediana y los valores atípicos

La media es el descriptor de una población de datos más utilizado en la ciencia. En los ambientes fluviales, se encuentran en muchas ocasiones valores excepcionalmente altos para algunas variables. Estos valores suelen ser detectados por los paquetes estadísticos, siendo considerados como *outliers* o como valores extremos y son aquellos que superan la amplitud del intervalo central de la distribución de los datos en torno a la media en 1.5 o 3 veces, respectivamente (StatSoft Inc., 2001). Estos datos van frecuentemente asociados a fenómenos extremos o situaciones particulares que pese a ser infrecuentes juegan un importante papel en la ecología y limnología (Gutschick y BassiriRad, 2003; Katz *et al.*, 2005). Estos datos tirarán con fuerza de la media por lo que en muchos casos la mediana será un descriptor mucho más intuitivo y descriptivo de esa variable.

Se ha de extremar la precaución a la hora de trabajar con los casos atípicos. En muchas ocasiones un solo caso extremo puede modificar significativamente los diversos descriptores de una población de datos e incluso cambiar completamente el sentido de un análisis de dependencia como es una regresión o una correlación entre dos variables. En el caso de las regresiones, los paquetes estadísticos suelen incorporar herramientas para detectar estos casos. Una herramienta muy simple es hacer una simulación que extraiga uno por uno cada caso y realice el modelo sin él. Finalmente, se examina cómo el modelo varía con y sin la inclusión de cada caso. Aquellos casos que por su inclusión

hagan variar significativamente los parámetros del modelo, han de llamar la atención. En la mayoría de los casos estos puntos denominados puntos de apalancamiento o puntos influyentes, han de ser extraídos del modelo ya que están generando un modelo erróneo que no se corresponde con la realidad.

Una estrategia empleada en la tesis consiste en estudiar los valores de la variable estandarizada. Estandarizar consiste en restar a cada valor la media y dividir el resultado por la desviación típica, obteniendo así una variable adimensional de media 0 y desviación típica 1 (Durand e Ipiña, 1994).

$$Z_x = X - \mu / S$$

Una vez estandarizada se han considerado casos extremos a aquellos que tengan un valor superior a 2 (si $n \leq 80$) ó 3-4 si tenemos una $n > 80$ (Hair *et al.*, 1999). Todos los valores que superen estos límites serán estudiados con especial atención y extraídos en el caso de que se considere necesario, pero teniéndolos en cuenta en la discusión del problema. Cuando se trabaja con la variable logarítmicamente transformada, este problema generalmente desaparece.

Otros descriptores empleados

La descomposición de la distribución de una variable en mínimo, cuartil inferior, mediana, cuartil superior y máximo, proporciona también una visión enriquecedora de una población de datos. Por último, con la desviación típica (SD) y la varianza, se obtiene información del grado de dispersión de la población de datos en torno a la media, que será especialmente útil para comparar la dispersión de los resultados de varias variables o de la misma separada en diferentes grupos (ej: campaña de muestreo o sitio de muestreo). Aún así, hay casos en los que existen importantes diferencias de magnitud entre muestras (poblaciones de datos extremadamente desiguales) o diferencia en las dimensiones en el caso de comparar variables distintas. Por este motivo, se calcula también el coeficiente de variación (CV). Este coeficiente permite comparar el grado de dispersión de las muestras o de las variables evitando problemas de diferente dimensión o magnitud. El CV es calculado dividiendo la desviación típica (SD) por el valor absoluto de la media.

$$CV = SD / |\mu|$$

Distribución normal de los datos

Antes de realizar alguna prueba paramétrica que asuma la distribución normal de los datos, se realizan pruebas de normalidad como la de Kolmogorov-Smirnov (Kolmogorov, 1941) y la de Lilliefors (1967). Estas pruebas son adecuadas para tamaños poblacionales no demasiado altos ($N < 100$); sin embargo, trabajando con un gran número de datos, suele cometerse un error de tipo I. En estos casos, es más adecuado trabajar con los *Normal Probability Plots* y realizar una valoración visual del ajuste a la distribución normal. (Nota: en las pruebas realizadas en esta tesis se han considerados valores límites de $p < 0.05$ para aceptar la hipótesis alternativa).

En el caso de que la población de datos no se ajuste a la distribución normal, se realiza una transformación de la variable original. En este trabajo, se ha empleado la transformación $\log(\text{var } x)$ o $\log(\text{var } x + 1)$ en las variables continuas y la transformación $\text{ArcSen}(\text{var } x^{0.5})$ en las variables que son porcentajes. Con la nueva variable transformada, se vuelven a hacer las pruebas de normalidad.

Análisis estadísticos empleados

- Comparación de medias

Se emplean contrastes de hipótesis para comprobar si existen diferencias significativas entre las medias de las poblaciones de datos de una variable (dependiente) según los distintos niveles de un factor (independiente). Si las poblaciones de datos se ajustan a la distribución normal se emplea el análisis de la varianza (ANOVA). Cuando hay más de dos niveles en el factor se realizan pruebas *post-hoc* para comprobar entre qué pares existen diferencias significativas. La prueba *post-hoc* empleada en este trabajo ha sido habitualmente la prueba de Fisher LSD (*Least Significant Difference*). En algunas ocasiones, aunque las poblaciones de datos se ajusten a la distribución normal, no existe homogeneidad de las varianzas (homocedasticidad) entre los niveles; en ese caso se emplea la prueba *post-hoc* de Games-Howell (Games y Howell, 1976) diseñada específicamente para este tipo de situaciones.

En las ocasiones en las que hay dos factores, se ha empleado un análisis de la varianza de dos vías (*two-way ANOVA*). Cuando los distintos efectos simples producen diferentes resultados en los distintos niveles del segundo factor, existe interacción entre ambos factores ($p < 0.05$).

En los casos en los que no se ha obtenido una aproximación de los datos a la distribución normal, se han realizado pruebas no paramétricas: la U de Mann-Whitney (Mann y Whitney, 1947) para 2 niveles en el factor y la prueba de Kruskal-Wallis (Kruskal y Wallis, 1952) para más de 2 factores. En este caso se realiza la prueba de la U de Mann-Whitney como prueba *post-hoc* por pares.

- Técnicas exploratorias multivariantes (ordenación y clasificación)

En dos ocasiones a lo largo del trabajo, se ha realizado un Análisis de Componentes Principales (ACP). El objetivo de esta técnica de ordenación es reducir la dimensión de una matriz multivariante obteniendo nuevas variables sintéticas que integren la información de varias de las variables originales con la menor pérdida posible de información. El análisis proporciona los datos de la varianza absorbida por cada uno de los nuevos factores generados y el valor de correlación de los mismos con las variables originales. Estos factores pueden ser utilizados como variables dependientes en nuevas comparaciones de medias.

También se han realizado dos análisis jerárquicos de clasificación con el objetivo de agrupar los casos en función de su similitud multivariante. Para realizar este análisis primero se realiza una matriz de distancias de cada uno de los casos frente a los demás (distancias euclídeas en este caso) y finalmente se realiza un árbol de clasificación o dendrograma empleando el método de Ward (1963), método eficiente que emplea el análisis de la varianza para evaluar las distancias entre los grupos. Para saber qué variable original es más importante a la hora de discriminar los principales grupos fruto de este análisis, se emplea la pertenencia a cada grupo como nivel de un factor independiente y las variables originales como variables dependientes tras lo que se hace una prueba de comparación de medias.

- Relaciones entre variables y modelos de regresión

Para estudiar la existencia de covariación entre dos variables normales, se realiza la correlación de Pearson (Pearson, 1896). En el caso de que alguna de las variables no se ajuste a la distribución normal, se realiza la correlación de rango de Spearman (Siegel, 1956).

También se han realizado regresiones lineales sencillas entre una variable independiente (predictora) y una variable dependiente (respuesta). Al realizar la regresiones obtiene la ecuación de una recta ($y = a + bx$) donde b corresponde a la pendiente y a es el punto del eje de ordenadas que corta la recta. Además del valor de p , se obtiene el valor r^2 que indica la proporción de varianza que absorbe el modelo. Como se comentó, en este trabajo se ha tomado especial cuidado en la detección de los puntos influyentes de los que se hablaba al principio de esta sección.

Para la realización de los análisis estadísticos de esta tesis se han empleado los paquetes estadísticos STATISTICA 6.0 (StatSoft Inc., 2001) y SPSS 12.01 (SPSS Inc., 2003).

Capítulo 3

Concentración de nutrientes (nitrato, nitrito, amonio y fosfato) y otras variables físico-químicas de las aguas fluviales de la cuenca del Galbarra

3.1 Introducción y objetivos

En este capítulo se van a exponer los resultados de los análisis físico-químicos efectuados en las aguas fluviales de la cuenca del río Galbarra. El interés está centrado en conocer las concentraciones de nitratos, nitritos, amonio y fosfato habituales en la cuenca, comparándolas después con las de otras fuentes. Esto permitirá situar la cuenca en un contexto biogeoquímico. Se plantearán hipótesis generales sobre las posibles causas que justifiquen lo encontrado, sin considerar la climatología ni los usos del territorio, que se tratarán en los Capítulos 4 y 5.

Los objetivos de este capítulo son:

- Caracterización de los nutrientes (nitrato, nitrito, amonio, fosfato) y otras variables físico-químicas (temperatura, pH, conductividad, turbidez y sólidos en suspensión) en las aguas fluviales de la cuenca del Galbarra;
- Comparación con los niveles recomendados y máximos establecidos en la legislación tomando como referencia la DMA;
- Búsqueda de las relaciones entre variables;
- Descripción de las variaciones espaciales (río Galbarra y tributarios) y temporales (periodos de muestreo);
- Comparación de los resultados obtenidos en la cuenca del Galbarra con las diferentes estaciones ICA de la cuenca del Ega, prestando atención a los cambios espaciales y estacionales;
- Revisión de los datos referentes a otras cuencas de climas mediterráneos y templados, y su comparación con los obtenidos en Galbarra.

3.2 Exposición general de resultados

Se obtuvieron datos físico-químicos en 18 campañas de muestreo de distinta consideración efectuadas entre marzo de 2001 y octubre de 2003. Las dos primeras ocasiones corresponden a campañas preliminares para seleccionar la cuenca de trabajo

[illegible]

Por diversas razones ha habido lugares en los que se recogieron muestras en más de una ocasión por campaña. En la Tabla 2 se presenta una síntesis del número de campañas en las que se han obtenido datos de cada lugar y el número total de casos para cada sitio de muestreo. El número mínimo de campañas en las que se ha muestreado un lugar es de 10, siendo en las estaciones clave del río Galbarra en las que se han recogido muestras en más ocasiones.

En la Tabla 3 se muestran los estadísticos descriptivos realizados a partir del conjunto general de datos de las variables físico-químicas medidas en las aguas fluviales de la cuenca del Galbarra. Esta aproximación permite valorar el escenario general físico-químico para las aguas superficiales en este trabajo. En ocasiones, algunos sitios de muestreo habituales se han encontrado secos, aún así han sido contabilizados como casos y eso explica que el N total no llegue a los 311 casos que anteriormente se comentaron. Problemas puntuales con aparatos en el campo, la pérdida de algún dato y algunos incidentes aislados han supuesto la pérdida ocasional de datos, lo que también explica las diferencias en el número de observaciones de las distintas variables.

Tabla 2. Número de campañas en las que se han recogido muestras de cada lugar de muestro, así como el número de casos en los que recogimos muestra en cada uno (Sitios de muestreo del río Galbarra y desembocadura de tributarios)

	Sitio de muestreo	Nº de campañas	Nº de casos
Río Galbarra	G-02	10	10
	G-03	10	10
	G-04	14	17
	G-05	11	11
	G-06	13	18
	G-07	13	18
	G-09	10	11
	G-10	15	20
	G-12	15	26
	G-14	17	29
Tributarios	G-01	11	11
	T-1	11	11
	T-2	10	10
	T-3	10	10
	T-4	10	10
	T-5	11	11
	T-6	11	11
	T-7	12	12

Tabla 3. Estadística descriptiva de las variables físico-químicas de todos los datos obtenidos en los muestreos de aguas corrientes superficiales de la cuenca del Galbarra

	N	Media	Min.	Cuartil inferior	Mediana	Cuartil superior	Max.	DE	EE	CV
pH	292	8.2	7.1	8.1	8.2	8.3	8.7	0.1	0.009	0.02
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	298	429	268	380	426	480	659	71.8	4.2	0.17
T ambiente ($^{\circ}\text{C}$)	241	14	6	10	14	18	25	4.7	0.3	0.34
T agua ($^{\circ}\text{C}$)	270	12	7	10	12	14	22	2.3	0.1	0.19
N- NO_3^- (mg/L)	291	2.7	l.d.	1.1	2.2	3.9	10.3	2.2	0.1	0.83
N- NO_2^- ($\mu\text{g}/\text{L}$)	57	21	1	3	9	18	286	41	5	2
N- NH_4^+ ($\mu\text{g}/\text{L}$)	291	192	l.d.	45	60	95	5900	624.9	36.6	3.26
PO_4^{3-} ($\mu\text{g}/\text{L}$)	291	151	l.d.	25	60	180	3050	283.6	16.6	1.88
Turbidez (FAU)	291	41	l.d.	9	20	44	1470	102.9	6.0	2.50
SS (mg/L)	290	75	1	8	18	38	12020	707.6	41.6	9.41
N- NO_3^- :N- NH_4^+	292	57	-	10	32	63	535	82.6	4.83	1.46
DIN: PO_4^{3-}	288	559	3	70	200	528	11595	1152.4	67.9	2.06

l.d. quiere decir que la medida se encuentra por debajo del límite de detección; *DE* desviación estándar; *EE* error estándar; *CV* coeficiente de variación

Lo primero que se puede observar es que las aguas de estudio son ligeramente básicas típicas en las zonas calizas y que el pH muestra poca variabilidad. La conductividad

sitúa las aguas del Galbarra en un grado de mineralización medio (http://chebro.redesquimisubter.info/clasificacion_hidroquimica/pdfs/criterios.pdf), como era de esperar, sin encontrar valores extremos ni por encima ni por debajo y con un CV muy inferior al del resto de parámetros químicos.

El nitrato es la forma de nitrógeno inorgánico predominante de DIN (Nitrógeno Inorgánico Disuelto; *Dissolved Inorganic Nitrogen*). El nitrito supera los 0.1 mg/L tan sólo en una ocasión, por lo que se puede decir que expresando los nitratos en mg/L de N y con un solo valor decimal, la referencia se hace exclusivamente al nitrato (hay que recordar que, en este trabajo, la referencia a N-NO_3^- es, de manera estricta, una referencia a $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ ya que el método analítico valora ambas formas en conjunto). En la mayoría de las ocasiones el nitrato predomina sobre el amonio (tan sólo en un 6% de los casos ocurre al contrario) y éste sobre el nitrito, de modo que la relación de los compuestos que conforman el DIN será: $\text{N-NO}_3^- > \text{N-NH}_4^+ > \text{N-NO}_2^-$. El fósforo en forma de fosfato disuelto estará en menores proporciones molares que el DIN en todas las muestras.

En la mayoría de las variables físico-químicas existe un sesgo positivo con una media superior a la mediana, desplazada por la presencia de algún valor extremo (ver más adelante la influencia de estos valores).

El nitrato tiene un CV mucho menor que el fosfato o el amonio: $0.83 < 1.88 < 3.26$ respectivamente. Sin embargo, la relación $\text{N-NO}_3^-:\text{N-NH}_4^+$ media es de 56.7 y su mediana es 31.8. Esto quiere decir que aunque el coeficiente de variación del nitrato sea 4 veces menor que el del amonio, pequeñas incrementos en la concentración de nitrato implicarán grandes cambios en la cantidad neta de nitrógeno que se está moviendo por el sistema. Esto convierte el nitrato en objeto de estudio fundamental para valorar los flujos de nutrientes nitrogenados en la cuenca del Galbarra.

Como es habitual en los ecosistemas acuáticos y terrestres, el fósforo se encuentra en concentraciones inferiores al nitrógeno (Meybeck, 1982). Aún así, hay que tener en cuenta que en este trabajo no se valora el nitrógeno y el fósforo total de las muestras recogidas. Pese a estar en menores proporciones, el fósforo es un elemento limitante y juega un papel fundamental en los ecosistemas. En este caso se observa que el coeficiente de variación del fosfato se sitúa entre el del nitrato y el del amonio, y la relación $\text{DIN}:\text{P-PO}_4^{3-}$ tiene una media de 559.9 y una mediana de 199.9. Por tanto, como

era de esperar, se están moviendo menores cantidades de fósforo (en forma de fosfato) que de nitrógeno inorgánico disuelto a través de las aguas superficiales de la cuenca del Galbarra.

3.2.1 Superación de los valores límite

En la Tabla 4 se puede observar que no se produce una superación continuada de los límites máximos obligatorios para aguas salmonícolas, aunque sí en mayor medida de los valores guía. Si esto ocurre en momentos de especial vulnerabilidad para las poblaciones de trucha, durante la freza, incubación y desarrollo de alevines (invierno-primavera) y otras poblaciones (primavera para los macroinvertebrados bentónicos), puede suponer un problema.

Tabla 4. Porcentaje de los casos que superan el nivel guía y el obligatorio de los parámetros indicados. En el caso de los nitratos los valores sin paréntesis corresponden a la Directiva de Nitratos y los valores entre paréntesis a los niveles recomendados por Camargo et al. (2005). Para los nitritos el nivel obligatorio es el de aguas potables y el guía el de la Directiva de Calidad de Aguas Piscícolas. Para el fosfato, el porcentaje que aparece en nivel guía corresponde a la recomendación de la USEPA para aguas que terminan en embalses, el que está entre paréntesis al de las aguas corrientes y el valor obligatorio corresponde al de la Directiva de Calidad de Aguas Piscícolas. El resto corresponden a esta última directiva.

Parámetro	% de casos que superan nivel guía	% de casos que superan nivel obligatorio
pH	0	0
N-NO ₃ ⁻	10 (57)	0 (0.7)
N-NH ₄ ⁺	85	5
N-NO ₂ ⁻	73	1
PO ₄ ³⁻	28	22(13)
SS	40	40

En el caso del nitrato, el valor de 10 mg/L de N-NO₃⁻ propuesto por Camargo *et al.* (2005) a partir del cual un gran número de organismos acuáticos puede verse afectado, es superado tan sólo en T-2 y T-3 en diciembre de 2003 (10.3 y 10.1 mg/L de N-NO₃⁻ respectivamente) y la superación del nivel guía (10% de los casos) corresponde a diversos sitios del río Galbarra y afluentes en los meses de marzo de 2002, invierno 2002/2003 y marzo de 2003. En los afluentes T-2 y T-3 se superan los niveles guía en casi todos los casos. El nivel de 2 mg/L de N-NO₃⁻ a partir del cual, según Camargo *et al.* (2005), los organismos acuáticos más sensibles pueden verse afectados a prolongadas exposiciones, se supera en la mayoría de los casos. Este nivel no es

superado en los tramos de cabecera y en los periodos secos que se han prolongado hasta noviembre.

Para el amonio, los niveles máximos son superados en cualquier época del año en los sitios cercanos a un vertido urbano (T-1 y G-06). Los niveles guía son superados en la mayoría de las ocasiones incluso en las cabeceras. Sólo se han encontrado niveles inferiores en desembocaduras de tributarios sin ninguna población en su cuenca.

Aunque el nivel guía de nitritos es superado en la mayoría de los casos, salvo en un solo caso excepcional, no se superan los niveles máximos de aguas potables y en ningún caso se supera el rango aceptable para proteger a la fauna fluvial propuesto por Alonso (2005).

Los niveles máximos para la calidad de aguas piscícolas en el caso de los fosfatos (200 µg/L) son superados en el 22 % de los casos, encontrando de nuevo los mayores valores en T-1 y G-06, aunque muchos otros casos corresponden a tramos bajos del río Galbarra en los periodos de aguas bajas (junio-noviembre). Hay que tener en cuenta que los valores de los fosfatos hacen más referencia al control de la eutrofización que a la toxicidad para la biota.

Los valores máximos de sólidos en suspensión corresponden a una tormenta de gran intensidad que se produjo en el mes de octubre de 2003, con el suelo de los cultivos desnudo. El resto de lugares que supera el valor guía se produce en cualquier época del año, en la cabecera G-01. En la G-02, con cárcavas muy erosivas en los tramos superiores, tan sólo en los periodos de tormenta.

De este modo, se considera que la superación de los límites admitidos en el caso del nitrato no supone un gran problema excepto para los organismos más sensibles, que pueden ser sometidos a exposiciones crónicas durante el invierno y la primavera en algún tramo de la red de drenaje. El amonio (que no el nitrito) supone con seguridad un problema en la zona cercana al vertido durante todo el año. La potencial erosión de las cárcavas de cabecera y la desnudez de los cultivos en otoño y parte del invierno, puede suponer el aporte de grandes cantidades de sedimentos que en momentos puntuales y lugares concretos podrían afectar a la freza o la incubación de huevos.

3.2.2 Los valores extremos

En la Tabla 5 se muestra el número de datos extremos ($SD > 4$) localizados en la población de datos de cada variable físico-química, así como el valor más pequeño que ya ha sido considerado extremo.

Tabla 5. Cantidad de valores extremos ($SD > 4$) en cada variable y valor que toma el primero de estos datos

	Valores extremos	Punto de corte
pH	2	7.49
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	0	0
T ambiente ($^{\circ}\text{C}$)	0	0
T agua ($^{\circ}\text{C}$)	1	21.6
N- NO_3^- (mg/L)	0	0
N- NH_4^+ ($\mu\text{g}/\text{L}$)	4	3530
PO_4^{3-} ($\mu\text{g}/\text{L}$)	3	1895
Turbidez (FAU)	3	474
SS (mg/L)	1	12000

Pese a existir una gran variabilidad en los nitratos y en la conductividad, no existe ningún valor extremo con valor estándar superior a 4. Los extremos de amonio y fosfato corresponden a los periodos de aguas bajas del verano de 2002 en el sitio T-1. Existe un valor extremo para el fosfato ($2190 \mu\text{g}/\text{L}$ de PO_4^{3-}) que corresponde a un pico instantáneo de concentración en G-12 durante una intensa y breve tormenta en octubre de 2003. Los extremos de turbidez y SS corresponden a distintos sitios del río Galbarra durante el mismo episodio.

Son muy pocos los valores que se alejan en extremo de la distribución; sin embargo, uno solo de estos valores, si es muy alto, puede afectar y distorsionar la descripción y análisis de los datos. En la Tabla 6 se observa cómo varían distintos descriptores estadísticos antes y después de extraer estos datos. Los descriptores obtenidos a partir de la T^a del agua y el pH apenas se ven afectados, pero en el resto de variables sí se detectamos una modificación sensible. Como era de esperar, la mediana no ha sufrido ninguna modificación, por lo que queda patente su gran utilidad cuando se trabaja con este tipo de distribuciones. Las medias, desviaciones estándar y coeficientes de variación se han reducido sensiblemente en todos los casos. Pese a este cambio, no se ha visto alterado el orden del CV: amonio>fosfato>nitrato. El caso más destacable es el de los sólidos en suspensión. En esta población de datos se ha extraído sólo un caso que tenía un valor estándar de 16.9. Corresponde a un punto que se recogió en plena

tormenta y que llevaba suspendido los sedimentos de la erosión de una cárcava cercana. La inclusión de este punto claramente excepcional y atípico ha supuesto un aumento de la media de un 222 %, de la desviación típica de un 968 % y del CV de un 436 %.

Por este motivo en este trabajo se tendrá mucho cuidado con el tratamiento e inclusión de este tipo de datos en diversos análisis. Generalmente, estos problemas se evitan en las situaciones en las que se transforma la variable logarítmicamente.

Tabla 6. Variación de algunos descriptores antes y después de la extracción de puntos extremos ($SD > 4$). A: antes de extraer los valores extremos; D: después de extraerlos.

	Media A	Media D	Mediana A	Mediana D	S.D. A	S.D. D	CV A	CV D
pH	8.2	8.2	8.2	8.2	0.1	0.1	0	0
Tª Agua (°C)	12.1	12	11.7	11.7	2.3	2.2	0.2	0.2
N-NH ₄ ⁺ (µg/l)	191.9	126.7	60	60	624.9	271.3	3.3	2.1
PO ₄ ³⁻ (µg/L)	150.7	127.5	60	60	283.6	162.3	1.9	1.3
Turbidez (FAU)	41.2	32.6	20	19.5	102.9	40.3	2.5	1.2
SS (mg/L)	75.2	33.8	18	18	707.6	73.1	9.4	2.2

3.2.3 Relación entre las variables

En una exploración inicial, se considera conveniente realizar un análisis de correlación entre las variables con el fin de detectar relaciones de covariación entre ellas. Hay que aclarar que en estas correlaciones no existe *a priori* ninguna variable predictora ni respuesta de manera que la existencia de correlación no implica relación jerárquica de dependencia de una variable sobre la otra y la existencia de correlación no implica la existencia de causa (Beyers, 1998; Havens, 1999).

A excepción de CE y de la Tª del agua, ninguna variable se ajusta satisfactoriamente a la distribución normal; son el N-NH₄⁺, la turbidez y los sólidos en suspensión las variables que más se desvían. Tras realizar la transformación log (x) o log (x+1) se consiguió una aproximación satisfactoria de las distribuciones a la normal.

Se ha encontrado un gran número de correlaciones significativas, aunque por lo general muy débiles ($r < 0.3$). En la Tabla 7 se muestran los resultados de las correlaciones de Pearson con una $r > 0.4$.

Tabla 7. Correlaciones entre variables físico químicas con un valor de $r > 0.40$

	N	r	p
Turbidez vs SS	289	0.94	$<1*10^{-17}$
N-NO₃⁻ vs CE	291	0.62	$<1*10^{-17}$
PO₄³⁻ vs N-NH₄⁺	291	0.48	$<1*10^{-16}$

La fuerte correlación (Fig. 1) entre la turbidez y los SS era previsible ya que los datos corresponden a una misma cuenca, con un origen de sólidos en suspensión semejante, y es evidente que la turbidez está producida en gran medida por los sólidos en suspensión del agua. Debido a la redundancia en general de ambas variables, de aquí en adelante se trabajará tan solo con los SS.

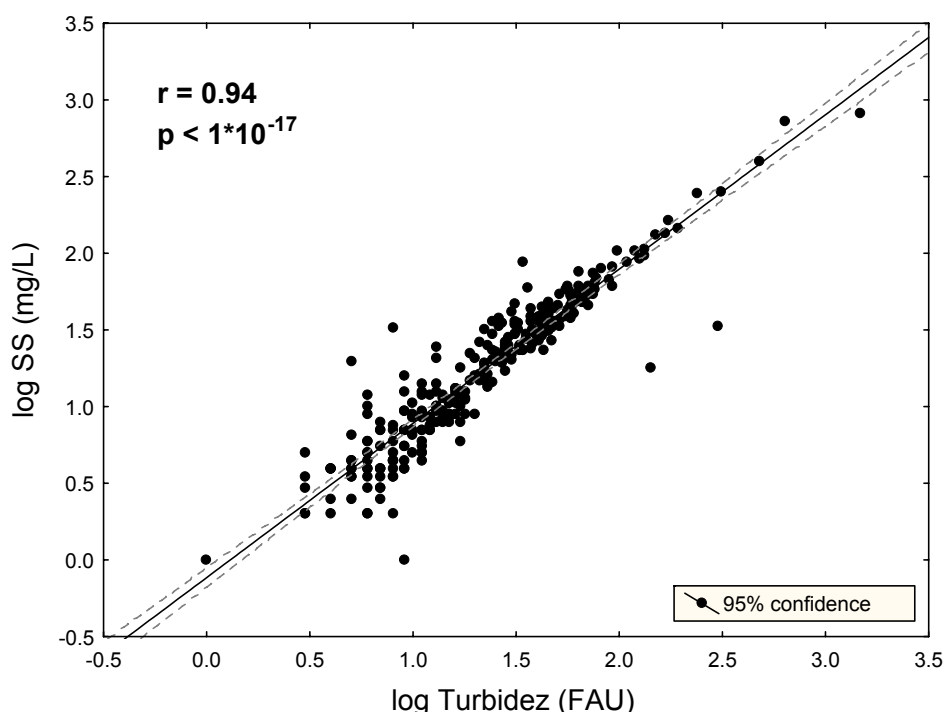


Figura 1. Relación entre la turbidez y los sólidos en suspensión. La r y la p corresponden a los valores de la correlación de Pearson.

Entre la conductividad y la concentración de nitratos existe una correlación bastante fuerte (Fig. 2). La conductividad es una medida de la capacidad que tiene un líquido para conducir la electricidad y esta capacidad dependerá de los iones que tenga en disolución. El nitrato es un anión con una carga negativa y, por tanto, hará un aporte al incremento de la conductividad eléctrica. Como se dijo anteriormente, correlación no implica causa y aunque sería la explicación más evidente hay que rechazarla. Habitualmente, en un río existen un gran número de solutos en proporciones muy superiores al nitrato. Las concentraciones de los cuatro cationes principales, Ca²⁺, Mg²⁺,

Na^+ , K^+ , y de los aniones principales, HCO_3^- , CO_3^{3-} , SO_4^{2-} y Cl^- , son las que normalmente determinan la salinidad iónica total del agua mientras que los componentes ionizados del nitrógeno o fósforo, pese a tener una gran importancia biológica, desde el punto de vista de la composición de aguas dulces son insignificantes (Wetzel, 1981). Como se expuso en el Capítulo 2, la proporción de estos iones en las aguas kársticas de la Sierra de Lóquiz con respecto la concentración del nitrato es mucho mayor y, por tanto, el aporte que los incrementos de nitrato en el agua puedan hacer a la conductividad quedarán prácticamente ocultos por los el resto de aniones mayoritarios. Se apunta a otras posibles causas asociadas a las situaciones en las que se produce un lavado de terreno que producirán aumento en la concentración de nitrato y conductividad en algunas ocasiones.

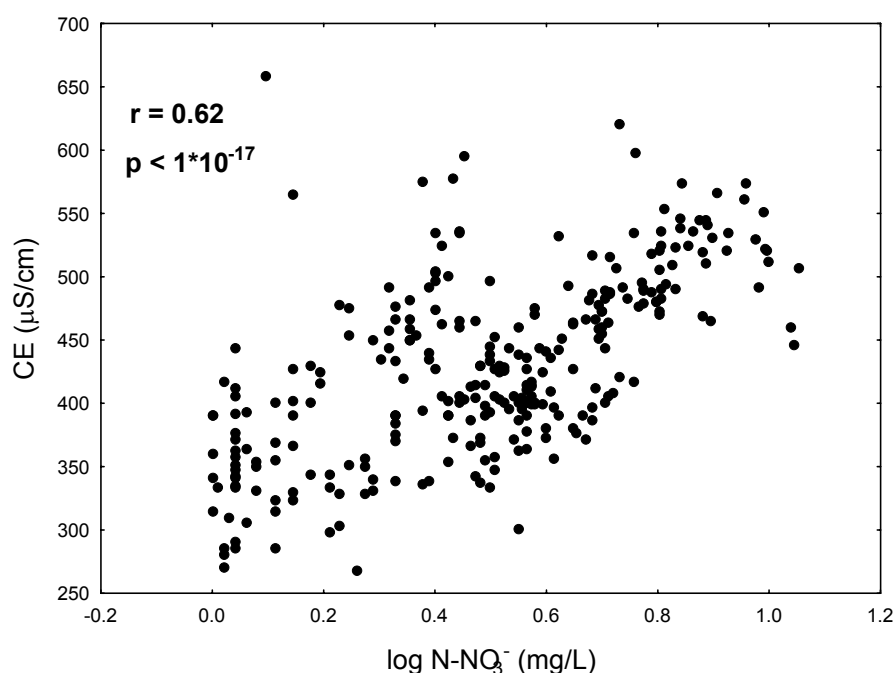


Figura 2. Diagrama de dispersión entre la concentración de nitratos y la CE. La r y la p corresponden a la correlación de Pearson.

El amonio y fosfato presentan una correlación relativamente alta con una r de casi 0.5 (Fig. 3). Esto indica un probable origen común en algunos de los casos. La clave de la explicación puede encontrarse tras realizar un estudio del territorio observando las potenciales fuentes puntuales y difusas y teniendo también en cuenta la entrada que puede suponer el agua de lluvia.

De este análisis de correlaciones entre las variables, se obtiene una información valiosa tanto de las correlaciones que existen como de las que no. Es importante destacar la

ausencia de correlación entre el nitrato y el amonio, así como la ligerísima correlación existente entre el fósforo y el nitrato ($r = 0.18$; $p = 0.002$). Esto indica que el nitrato sigue dinámicas distintas a los otros dos nutrientes en la cuenca del Galbarra como pueden ser orígenes distintos, distinta afinidad por sustratos, transformaciones de una forma a otra (ej., amonio en nitrato por nitrificación), facilidad de disolución en solución acuosa o preferencia en la demanda de un compuesto u otro por parte de la biota.

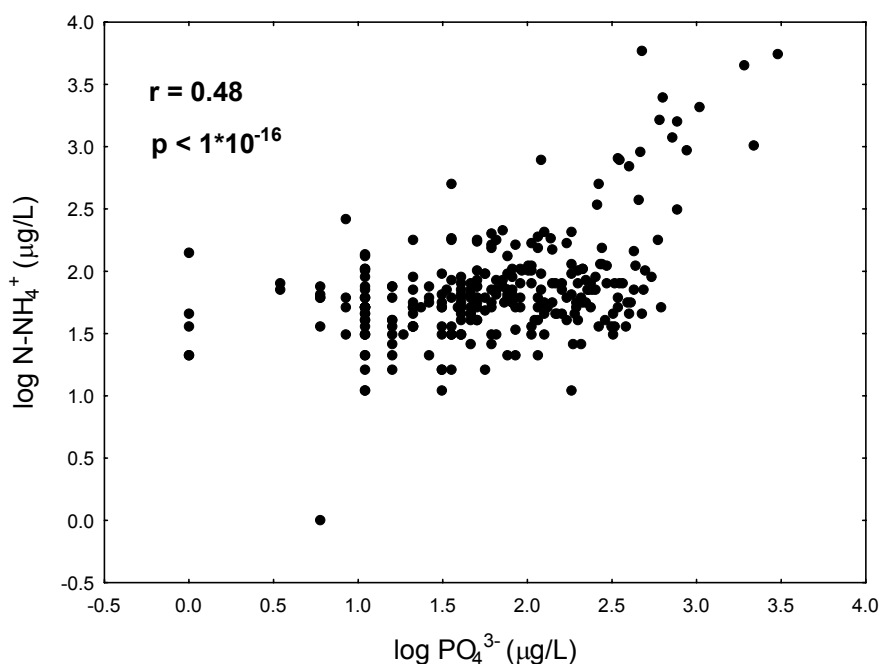


Figura 3. Diagrama de dispersión entre la concentración de fosfatos y la concentración de amonio. La r y la p corresponden a la correlación de Pearson

3.3 Variación espacio-temporal de las variables físico-químicas

En esta sección se comparan los resultados obtenidos en los distintos sitios de muestreo habituales independientemente del periodo de muestreo. La existencia de diferencias significativas indicará una fuerte variación en la distribución de los valores que queda por encima de la temporalidad. También se comparan los resultados obtenidos en las distintas campañas de muestreo, para detectar grandes patrones de cambio temporal.

Se han separado los lugares de muestreo en dos grupos, uno formado por los sitios de muestreo del río Galbarra de cabecera a desembocadura y otro por los afluentes. En la Tabla 8 se muestran los valores de medias y medianas de cada variable en cada sitio de

muestreo, incluyéndose todos los datos tomados en cada sitio sin hacer medias parciales. En la tormenta de octubre de 2003 se recogieron muestras sin seguir el protocolo ni condiciones programadas en el diseño del muestreo y se dieron unas condiciones instantáneas únicas con algunos resultados extremos que distorsionan la media y el CV (de G-12 y G-04), por los que estos datos se han extraído de este análisis. Los resultados obtenidos en esta tormenta serán expuestos y tratados en el capítulo 5. Posteriormente se realiza un ANOVA unifactorial tomando como variables dependientes las variables físico-químicas del sitio de muestreo el factor con 10 niveles para el río Galbarra y 9 para los tributarios. El sitio de cabecera G-02 será considerado tanto en el análisis del río Galbarra como en el de los tributarios.

En el análisis de la variación temporal, han sido excluidos los periodos de muestreo en los que por algún motivo se recogieron muestras de pocos sitios quedando un total de 15 campañas. En las campañas de Feb-02 y May-02 existen datos de muy pocos sitios y en Ene-03 y la 1ª campaña de Mar-03 tan sólo de aquellos situados en el río Galbarra. Por ese motivo, aunque los resultados de estas campañas son expuestos gráficamente, son difícilmente comparables con el resto.

En todos los ANOVAs de esta primera aproximación, en las ocasiones en las que en un mismo sitio existen varias repeticiones en una misma campaña, se ha trabajado con la media de todas ellas. Aunque si es necesario el análisis se realiza con los datos transformados, la representación se realiza con la variable sin transformar para mantener la referencia visual. En este caso, no se ha considerado necesario exponer los resultados las pruebas *post-hoc* de todos los contrastes por pares posibles, aunque sí que se hace referencia a los resultados de estas pruebas en algún caso de especial interés. De este modo, se realizan 3 aproximaciones, la primera para los sitios del río Galbarra, la segunda para comparar las desembocaduras de diferentes tributarios y la última para comparar los valores medios entre las distintas campañas de muestreo.

Tabla 8. Media, mediana y CV de las principales variables físico-químicas en los lugares habituales de muestreo

	N	pH			CE (mS/cm)			N-NO ₃ ⁻ (mg/L)			N-NH ₄ ⁺ (μg/L)			PO ₄ ³⁻ (μg/L)		
		m	M	CV	m	M	CV	m	M	CV	m	M	CV	m	M	CV
Río Galbarra																
G-02	10	8.19	8.18	0.01	360	356	<u>0.07</u>	<u>0.1</u>	<u>0.1</u>	0.57	<u>60</u>	<u>45</u>	0.59	<u>20</u>	20	0.91
G-03	10	8.20	8.20	<u>0.00</u>	<u>328</u>	<u>331</u>	0.12	0.4	0.2	1.37	65	63	0.57	45	40	1.16
G-04	16	8.17	<u>8.15</u>	0.01	371	361	0.12	1.0	0.7	0.76	66	40	0.99	35	28	0.96
G-05	11	8.20	8.19	0.01	392	391	0.13	1.3	0.9	0.75	112	50	1.99	85	45	1.25
G-06	17	8.23	8.19	0.01	418	425	0.14	1.5	1.1	0.83	630	160	1.45	249	200	0.89
G-07	18	8.26	8.26	0.01	435	440	0.11	2.6	2.1	0.57	59	50	0.60	152	80	0.90
G-09	11	8.23	8.21	0.01	420	400	0.12	2.6	2.5	0.51	<u>60</u>	50	0.66	129	60	1.00
G-10	19	8.22	8.21	0.01	454	467	0.15	3.2	2.7	0.50	77	65	<u>0.49</u>	195	133	0.82
G-12	21	8.24	8.26	0.01	457	450	0.12	3.1	2.7	0.52	87	63	0.60	189	128	<u>0.75</u>
G-14	30	8.27	8.27	0.02	441	452	0.11	3.6	3.1	<u>0.46</u>	86	70	0.59	118	80	0.89
Media		8.22			408			2.0			130			122		
Tributarios																
G-01	11	<u>8.07</u>	8.15	0.04	356	351	0.13	0.1	<u>0.1</u>	0.75	113	80	1.19	<u>20</u>	<u>10</u>	1.12
T-1	11	8.21	8.22	0.02	498	492	0.13	<u>2.7</u>	2.4	0.49	1941	945	1.17	818	475	1.11
T-2	8	8.18	8.19	<u>0.01</u>	511	515	<u>0.07</u>	8.1	7.7	<u>0.17</u>	42	<u>40</u>	0.50	<u>26</u>	26	<u>0.66</u>
T-3	11	<u>7.94</u>	<u>7.91</u>	0.02	526	521	0.11	7.3	8.1	0.28	46	50	0.60	33	<u>20</u>	0.99
T-4	11	8.22	8.21	0.02	<u>446</u>	<u>377</u>	0.26	2.9	<u>2.0</u>	0.84	77	60	0.62	88	50	0.74
T-5	11	8.10	8.09	0.01	467	442	0.10	3.0	2.7	0.47	54	60	0.52	72	75	0.67
T-6	10	8.11	8.12	0.01	470	471	0.11	3.0	2.7	0.53	<u>41</u>	45	<u>0.41</u>	33	30	0.72
T-7	9	8.14	8.15	0.02	454	451	0.17	3.9	3.2	0.41	95	50	0.99	240	140	1.10
Media		8.12			466			3.9			301			166		

Tabla 8. Continuación.

	SS (mg/L)			N-NO ₃ ⁻ :N-NH ₄ ⁺			DIN:PO ₄ ³⁻		
	m	M	CV	m	M	CV	m	M	CV
Río Galbarra									
G-02	<u>19</u>	19	0.45	2.2	2.2	0.87	151	<u>35</u>	1.61
G-03	42	39	0.45	10.7	3.0	1.63	163	149	0.99
G-04	35	30	0.65	25.1	13.1	1.18	373	333	0.88
G-05	23	21	0.75	49.8	23.2	1.97	321	293	0.91
G-06	20	<u>7</u>	1.04	58.2	46.6	0.83	457	259	1.18
G-07	41	8	2.24	55.4	42.3	0.87	437	229	1.21
G-09	21	12	1.21	75.1	36.7	1.15	557	315	1.17
G-10	23	9	1.20	55.9	38.4	0.82	350	211	1.44
G-12	21	8	1.51	47.5	41.9	0.70	205	159	<u>0.84</u>
G-14	33	17	1.11	57.3	44.5	<u>0.81</u>	445	216	1.01
Media	28			43.7			346		
Tributarios									
G-01	48	53	<u>0.41</u>	<u>1.5</u>	<u>1.0</u>	0.96	<u>128</u>	107	1.13
T-1	<u>9</u>	9	0.37	<u>13.0</u>	<u>3.2</u>	1.40	<u>85</u>	<u>81</u>	<u>0.83</u>
T-2	22	24	0.60	254.7	177.3	0.67	3194	2004	0.72
T-3	18	11	0.76	240.9	143.2	0.71	3431	2731	0.97
T-4	36	27	0.96	53.0	38.1	1.02	376	175	1.14
T-5	24	27	0.64	86.5	44.5	1.08	490	316	0.84
T-6	21	16	0.73	66.9	50.8	<u>0.65</u>	1130	714	1.33
T-7	36	<u>9</u>	1.19	80.6	64.8	0.85	485	222	1.77
Media	27			99.6			1165		

3.3.1 Variabilidad en el río Galbarra

Se obtuvieron diferencias significativas en los ANOVAs realizados para cada una de las variables físico-químicas (Tabla 9); sólo el pH y la relación DIN:PO_4^{3-} no muestran diferencias significativas.

Tabla 9. Resultados del análisis de la varianza de una vía realizado para comparar las medias de los distintos sitios de muestreo sobre del río Galbarra. A excepción del pH, todas las variables fueron transformadas logarítmicamente.

G.L. = 9 ; N = 113	F	p
CE ($\mu\text{S/cm}$)	8.25	$<0.1 \cdot 10^{-5}$
pH	1.79	0.077
N- NO_3^- (mg/L)	24.12	$<0.1 \cdot 10^{-5}$
N- NH_4^+ ($\mu\text{g/L}$)	5.80	$0.1 \cdot 10^{-5}$
PO_4^{3-} ($\mu\text{g/L}$)	7.10	$<0.1 \cdot 10^{-5}$
SS (mg/L)	2.56	0.01
N- NO_3^- : N- NH_4^+	16.41	$<0.1 \cdot 10^{-5}$
DIN: PO_4^{3-}	1.92	0.056

Todo esto indica una importante variabilidad espacial en el río desde los sitios de cabecera a los de desembocadura. Esta variabilidad es muy diferente entre las distintas variables. La CE (Fig. 4) y la concentración de N- NO_3^- (Fig. 5) siguen una tendencia similar y creciente de cabecera a desembocadura (hay que recordar que ambas variables están correlacionadas).

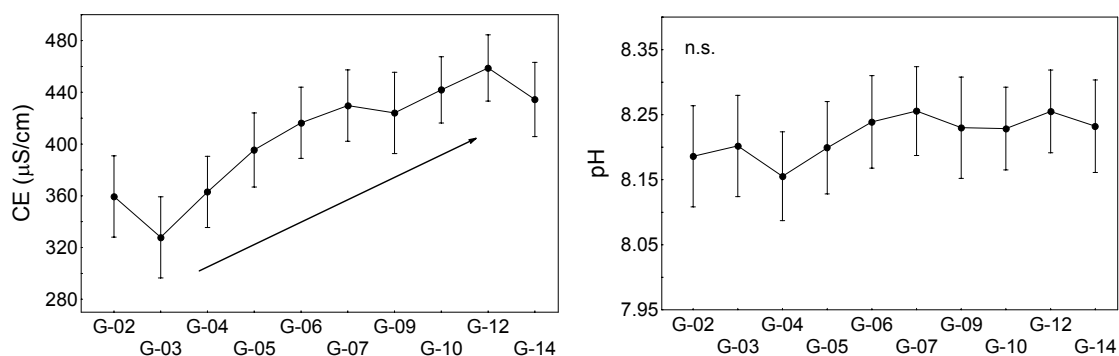


Figura 4. Variación de los valores medios de CE y pH en los distintos sitios de muestreo del río Galbarra de cabecera a desembocadura. Las barras verticales indican el intervalo de confianza ($p = 0.95$).

La variabilidad del amonio (Fig. 5) es muy diferente y se basa exclusivamente en el importante aumento del mismo en el sitio G-06, que recibe la desembocadura del tributario T-1, muy cercano al vertido de aguas fecales de Gastiáin. En el resto de estaciones se observan unas medias similares (rango 60 - 120 $\mu\text{g/L}$). El fuerte

incremento de concentración de nitrato entre G-06 y G-07 ($p = 0.012$; LSD), probablemente sea debido a la nitrificación y oxidación química del amonio de T-1; la magnitud de este fenómeno será estudiada en el Capítulo 5 con el trabajo de los flujos en ese tramo. Es importante resaltar que la concentración de nitritos (sin ser de gran magnitud en ningún caso) es superior en la mayoría de los casos en G-07 que en G-06, lo que avala la tesis de que se está produciendo el habitual proceso de autodepuración (Elósegui *et al.*, 1995) mediante una nitrificación del amonio proveniente del vertido de T-1.

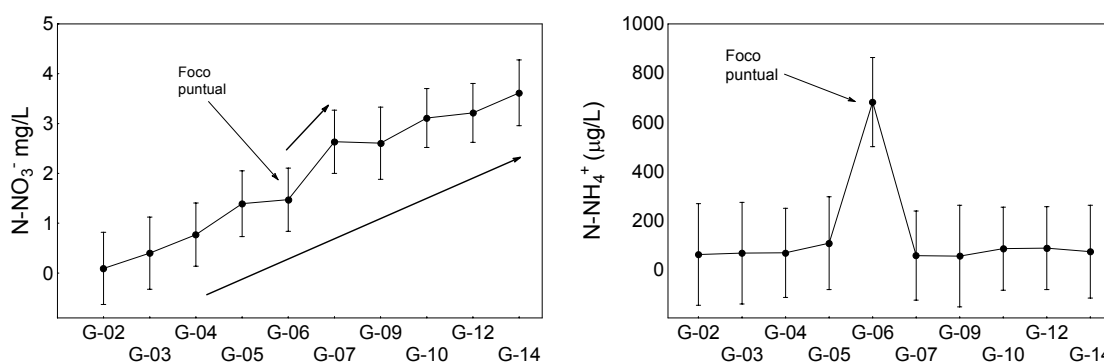


Figura 5. Variación de los valores medios de la concentración de $N\text{-NO}_3^-$ y de $N\text{-NH}_4^+$ en los distintos sitios de muestreo del río Galbarra desde la cabecera a la desembocadura. Las barras verticales indican el intervalo de confianza ($p = 0.95$).

La concentración de fosfato (Fig. 6) también aumenta significativamente en ese sitio ($p = 0.01$; LSD) y el incremento en su concentración media es de casi tres veces desde G-05 a G-06, pasándose de una media de 82 a una de 251 $\mu\text{g/L}$ de PO_4^{3-} . Aunque luego disminuye aguas abajo, no lo hace tanto como el amonio, manteniendo niveles superiores a los de los puntos anteriores a G-06. El aporte de los tributarios T-4 y T-5 (con vertidos urbanos aguas arriba) más el vertido de Galbarra pueden estar relacionados con el aumento de concentración que se produce entre G-09 y G-10, pero en cualquier caso este aumento no es significativo ($p > 0.05$; LSD). Dicho aumento entre G-09 y G-10 no se registra para el amonio. Cabe destacar la disminución de la concentración de fosfato entre el sitio G-12 y G-14 ($p = 0.025$; LSD) pasándose de una media de 187 a una de 115 $\mu\text{g/L}$.

Los sólidos (Fig. 6) presentan una tendencia inversa a los nitratos y su concentración disminuye desde G-03 a G-14. Aunque G-02 nace en una cárcava muy erosiva, el desplazamiento de sólidos sólo se produce en condiciones lluviosas; G-01, sin embargo, atraviesa una zona de barrizal, transportando muchos sólidos que llegan a G-03, siendo esa la posible explicación del gran incremento producido entre G-02 y G-03.

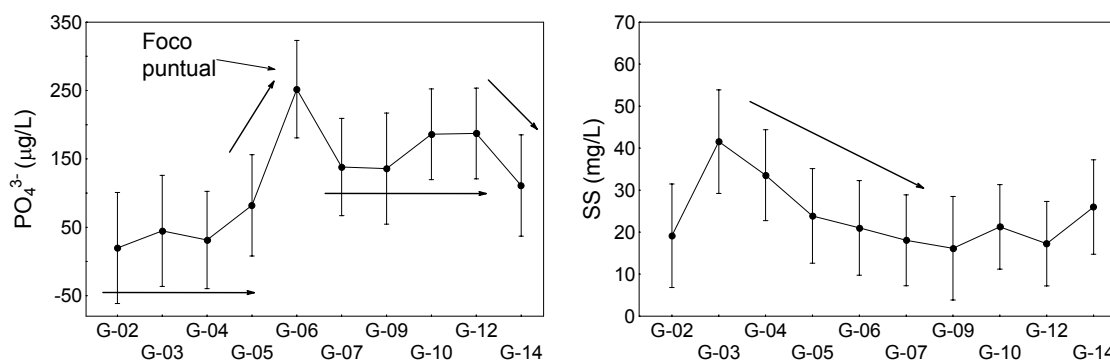


Figura 6. Variación de los valores medios de la concentración de PO_4^{3-} y de SS en los distintos sitios de muestreo del río Galbarra desde la cabecera a la desembocadura. Las barras verticales indican el intervalo de confianza ($p = 0.95$).

Por último, se observan diferencias entre las relaciones Nitrato:Amonio y DIN:Fosfato (Fig. 7). Esta variabilidad está generada evidentemente por los resultados de las oscilaciones originales de las variables originales. La concentración de $N-NO_3^-$ es 36 veces superior de media a la de $N-NH_4^+$, por lo que la variabilidad de la ratio vendrá definida principalmente por la variabilidad del nitrato. Clark *et al.* (2000) encuentran una correlación altísima ($r^2 = 0.996$; en nuestro caso $r^2 = 0.91$) entre la concentración de nitrato y el DIN en pequeñas cuencas del río Mississippi que se debe precisamente a esto. En G-06 se observa un descenso de la relación debido al importante incremento de la concentración de amonio en ese tramo. En todos los casos, esta relación es superior a 1. Al final del capítulo se comparan estos valores con los de otros trabajos observando cómo esta relación no es superior a 1 en todos los ríos del planeta.

La relación entre N y P es también muy interesante ya que los altos valores de esta relación suelen ir asociados a cuencas agrícolas y los bajos valores a cuencas ganaderas (Arbuckle y Downing, 2001). La comparación numérica de los datos del Galbarra (con un alto valor en la relación $DIN:PO_4^{3-}$), con los del trabajo citado no es posible, ya que ellos trabajan con nitrógeno y fósforo totales. En Galbarra, muy probablemente el DIN es la forma predominante de exportación de N (Vanni *et al.*, 2001) y, suponiendo que el P disuelto puede ser un 30% del total (Puustinen *et al.*, 2005 y Némery *et al.* 2005), las relaciones N:P siguen siendo altas, como los son en una cuenca predominantemente agrícola en lugar de ganadera. En G-06 la aparición de un foco puntual urbano, supone un importante descenso de esta relación con respecto a otros sitios, resultando evidente que este tipo de focos produce un aumento proporcionalmente mayor de fosfato que de DIN. La variabilidad interna en cada punto es muy grande, lo que conlleva la ausencia de significación en el ANOVA.

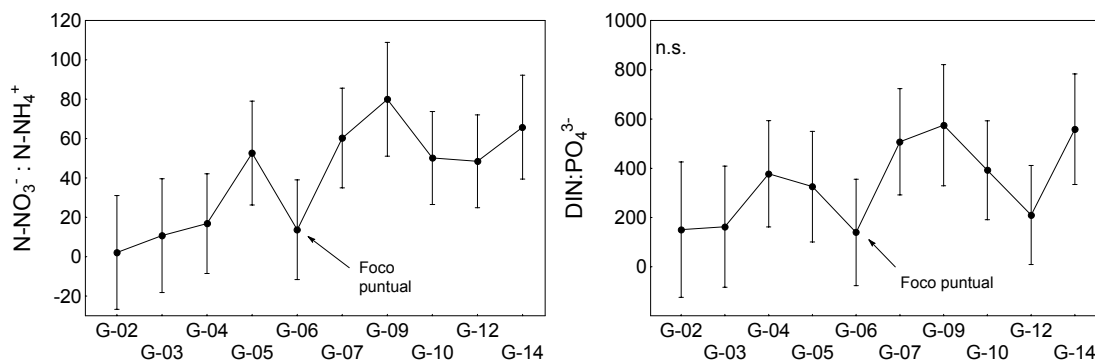


Figura 7. Variación de los valores medios de la relación $N-NO_3^-:N-NH_4^+$ y $DIN:PO_4^{3-}$ en los distintos sitios de muestreo del río Galbarra desde la cabecera a la desembocadura. Las barras verticales indican el intervalo de confianza ($p = 0.95$).

3.3.2 Variabilidad entre los tributarios

Se aprecia una gran variabilidad entre los tributarios y se observan diferencias significativas en los análisis de la varianza realizados para cada una de las variables físico-químicas (Tabla 10).

Tabla 10. Resultados del análisis de la varianza de una vía realizado para comparar las medias de los distintos sitios de muestreo en las desembocaduras de los tributarios del Galbarra. Todas las variables menos CE han sido logarítmicamente transformadas.

G.L. = 8; N = 83	F	p
CE ($\mu S/cm$)	9.56	$<0.1 \cdot 10^{-5}$
pH	2.73	0.01
$N-NO_3^-$ (mg/L)	44.12	$<0.1 \cdot 10^{-5}$
$N-NH_4^+$ ($\mu g/L$)	10.66	$<0.1 \cdot 10^{-5}$
PO_4^{3-} ($\mu g/L$)	14.28	$<0.1 \cdot 10^{-5}$
SS (mg/L)	2.97	0.006
$N-NO_3^- : N-NH_4^+$	35.14	$<0.1 \cdot 10^{-5}$
$DIN:PO_4^{3-}$	15.43	$<0.1 \cdot 10^{-5}$

Se detectan 3 grupos en relación a la conductividad (Fig. 8), el primero formado por las cabeceras, el segundo por T-1 (el sitio cercano al vertido de Gastiáin cuyo valor de conductividad se debe probablemente al aporte de solutos del vertido), T-2 y T-3 (tributarios cuya cuenca se encuentra ocupada por agricultura en casi su totalidad) y el tercero formado por el resto, que a excepción de T-6, corresponde a los tributarios con cuencas más grandes y mezcla de cultivos, con bosques y pueblos. El pH es muy homogéneo a excepción de T-3 que es ligeramente menos básico sin que se sepa explicar el motivo.

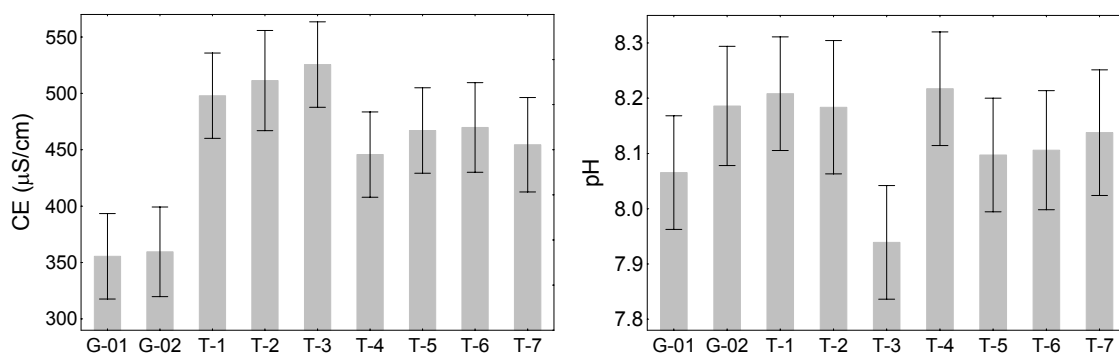


Figura 8. Medias de CE y pH en los tributarios del Galbarra. Las barras verticales indican el intervalo de confianza ($p = 0.95$).

Para los nitratos (Fig. 9) se pueden observar tres grupos significativamente diferentes entre sí (Games-Howell <0.05 para todas las pruebas): los puntos de cabecera con los valores más bajos, los afluentes T-2 y T-3 (exclusivamente agrícolas) con los valores más altos y el resto de afluentes, con valores similares intermedios. En este caso T-1 mantiene una concentración similar al resto.

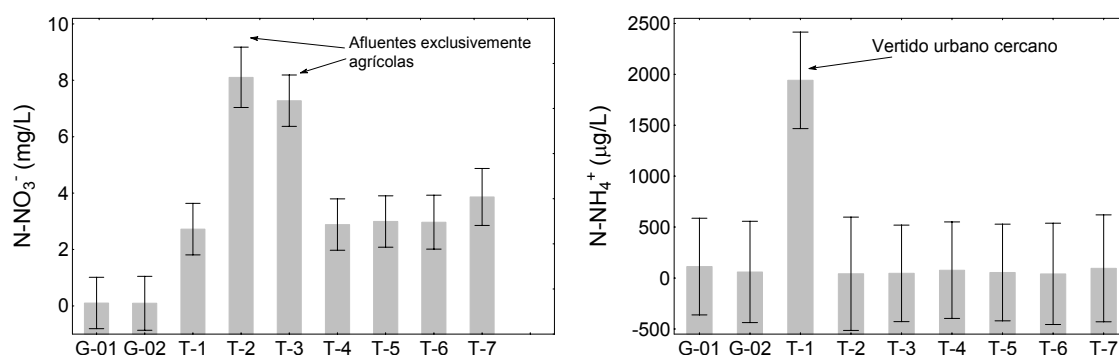


Figura 9. Medias de la concentración de N-NO_3^- y de N-NH_4^+ en los tributarios del Galbarra. Las barras verticales indican el intervalo de confianza ($p = 0.95$).

El resultado significativo en el caso del amonio (Fig. 9) se debe al enorme incremento en la concentración de T-1, ya que el resto de los afluentes tienen valores medios muy similares (los valores de nitrato son tan sólo ligeramente superiores en T-1 en comparación con el resto de afluentes). Con el fosfato ocurre algo parecido (Fig. 10): tan sólo el afluente T-7 (con vertidos urbanos aguas arriba en Viloria) tiene un valor de concentración de fosfato ligeramente superior al resto. Pese a esto, la diferencia no es significativa entre T-7 y T-4 y T-5 ($\text{LSD} > 0.05$), tributarios que también tienen vertidos urbanos en las partes medias de la cuenca.

Los sólidos en suspensión se comportan de manera independiente al resto de variables (Fig. 10). Cabe destacar que es la cabecera G-01 la que tiene un valor significativamente

superior al resto debido al barrizal muy pisoteado por el ganado que antes se comentaba. G-02, por su parte, alcanza en alguna ocasión puntual valores altos debido a su nacimiento en una cárcava erosiva, aunque generalmente los valores son bajos. La variación de las medias de un tributario a otro no parece estar relacionada ni con el tamaño ni con los usos. Es destacable que T-1, pese a encontrarse tras el vertido, tiene el valor medio más pequeño de concentración de sólidos. Esto puede ser debido al efecto de filtro biológico que ejercen las numerosas plantas nitrófilas que crecen en el cauce de este arroyo y retienen sedimentos y diversa materia particulada.

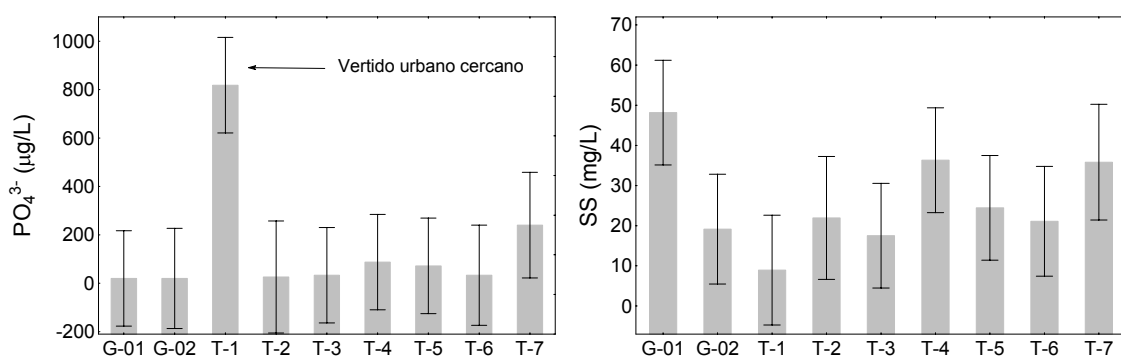


Figura 10. Medias de los valores de PO_4^{3-} y SS en los tributarios del Galbarra. Las barras verticales indican el intervalo de confianza ($p = 0.95$).

Los valores medios, tanto de la relación Nitrato:Amonio como de la de DIN:Fosfato (Fig. 11), se definen de nuevo por la variable de mayor magnitud (nitrato) y presentan una figura similar a la de esta variable en solitario. En el caso de T-1, las altas concentraciones de amonio y de fosfato implican una disminución de ambas ratios, resultando valores similares a los de las cabeceras pese a que las concentraciones absolutas son muy superiores a los de estas. En T-2 y T-3, los valores muy altos de concentración de nitrato y bajos de fosfato, condicionan esos altísimos valores de la ratio DIN:fosfato.

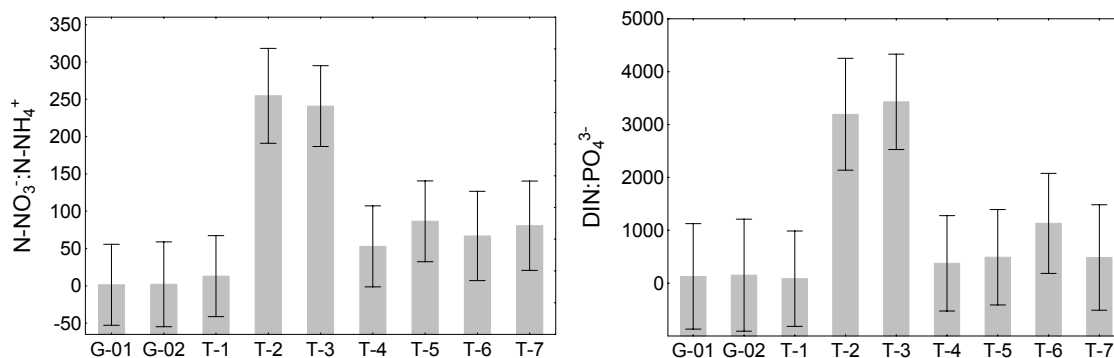


Figura 11. Medias de los valores de la relación $N\text{-NO}_3:N\text{-NH}_4^+$ y DIN:PO_4^{3-} en los tributarios del Galbarra. Las barras verticales indican el intervalo de confianza ($p = 0.95$).

Se realizó un análisis de clasificación extrayendo el tributario T-1, ya que su inclusión distorsionaba la representación debido a la gran diferencia entre este sitio y el resto. Para realizar este análisis se utilizó la matriz de distancias euclídeas y el método de Ward. En la Figura 12 se muestra es dendrograma obtenido en este análisis así como las características principales de cada grupo de tributarios.

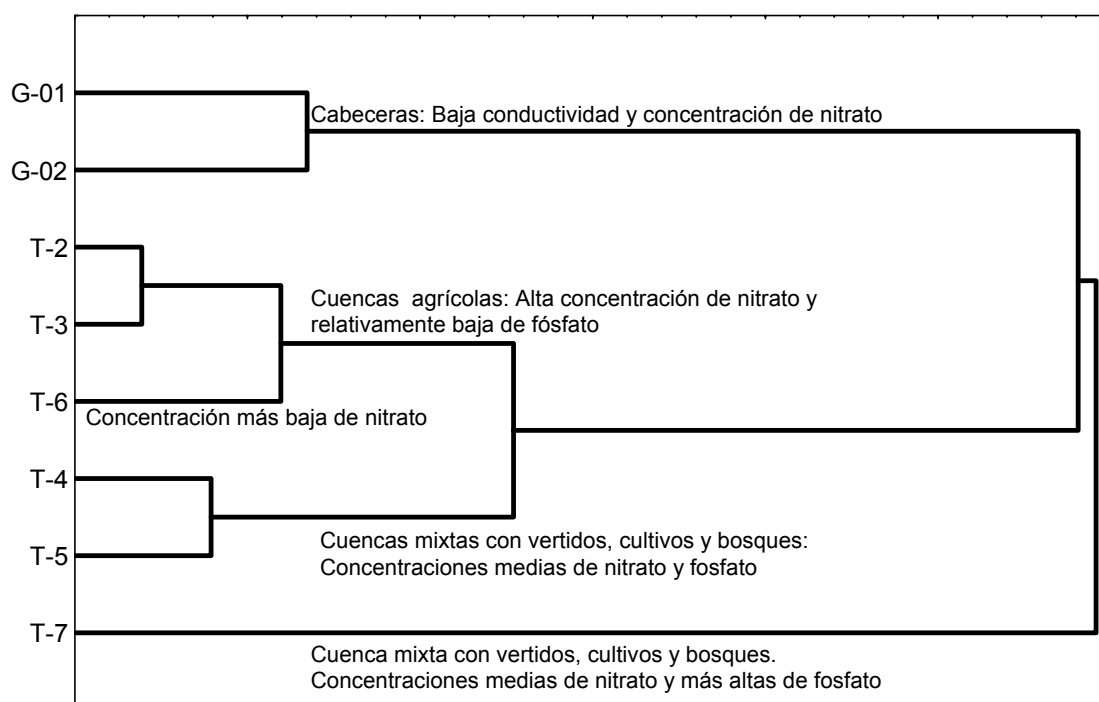


Figura 12. Diagrama de clasificación realizado con los tributarios a partir de los valores medios de las variables físico-químicas. Se realizó a partir de la matriz de distancias euclídeas y se utilizó el método de Ward. Se extrajo el afluente T-1.

Sintetizando, existe una gran variabilidad entre los valores de las variables físico-químicas de los distintos afluentes. Los sitios de cabecera son bastante similares en cuanto a la concentración de nutrientes y su concentración de nitrato es muy inferior a la del resto. El tributario T-1 se diferencia de los demás por tener altísimos valores de

amonio y fosfato (que no de nitrato), así como valores bajos de turbidez y de sólidos en suspensión. A excepción de T-1, los demás presentan unas concentraciones de amonio bastante homogéneas. Los sitios intermedios son más similares y T-2 y T-3 alcanzan los valores más altos de nitrato. El tributario T-7 tiene características de unos y otros por lo que, aunque no tiene valores extremos, se diferencia del resto con valores de fosfato más altos.

3.3.3 Variabilidad temporal

Como se ha visto en el apartado anterior, T-1 recibe un foco permanente del pueblo de Gastiáin, lo que eleva su concentración de amonio y de fosfato considerablemente. Al hacer la comparación entre periodos de muestreo, este sitio queda en parte fuera de la variación temporal y distorsiona el análisis, provocando que la magnitud de las medias sea superior. Por ese motivo se realiza el análisis con y sin el punto T-1 y G-06 (aguas abajo). Se obtiene un incremento de la F en ambos casos y una mejor interpretación gráfica de los resultados, por lo que para ambas variables se extraen los valores de estos dos sitios.

Tabla 11. Resultados del análisis de la varianza de una vía realizado para comparar las medias de los distintos periodos de muestreo. A excepción de la conductividad, el resto de variables han sido transformadas logarítmicamente.

G.L. = 14; N = 190	F	p
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	5.87	$<0.1*10^{-5}$
pH	3.00	$2*10^{-4}$
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	43.45	$<0.1*10^{-5}$
N-NH ₄ ⁺ ($\mu\text{g}/\text{L}$)	5.95	$<0.1*10^{-5}$
PO ₄ ³⁻ ($\mu\text{g}/\text{L}$)	5.78	$<0.1*10^{-5}$
SS (mg/L)	6.34	$<0.1*10^{-5}$
N-NO ₃ ⁻ : N-NH ₄ ⁺	3.21	$1*10^{-4}$
DIN:PO ₄ ³⁻	9.20	$<0.1*10^{-5}$

De nuevo, se obtiene significación para todas las variables, pero comportamientos diferentes de las mismas a lo largo del tiempo (Tabla 11). La CE (Fig. 13) es muy variable hasta la crecida de febrero de 2003 y se han medido conductividades altas y bajas independientemente del caudal y la campaña, atendiendo con seguridad a la dilución mayor o menor de los vertidos, pero también al aporte de iones por el propio lavado del territorio y los sedimentos del río. Sin embargo, tras la crecida de febrero de 2003, los valores de CE disminuyen y se homogenizan, probablemente debido al

intenso lavado del territorio que se produjo en las fuertes lluvias de febrero. El pH es variable, pero dentro de un rango muy pequeño (8.1 - 8.3).

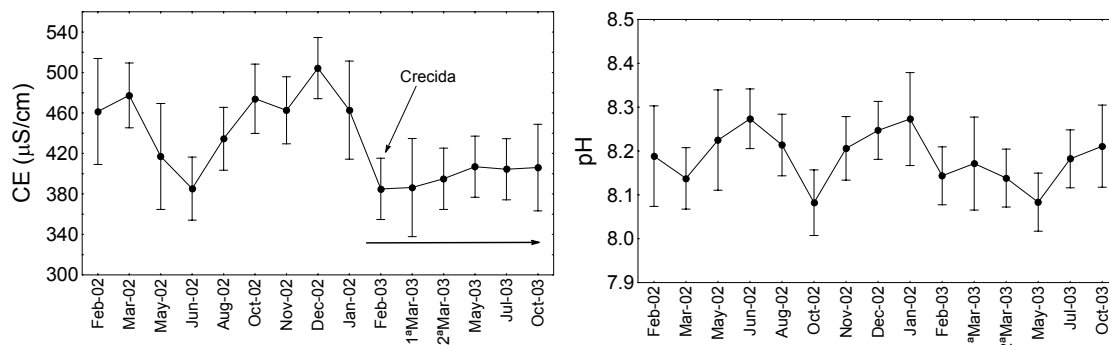


Figura 13. Variación de los valores medios de CE y pH en las distintas campañas de muestreo. Las barras verticales indican el intervalo de confianza ($p = 0.95$).

En la primera campaña de febrero de 2002 se midió una concentración de nitrato media-alta (Fig. 14). Tras esta, se produce un aumento en marzo debido a la fertilización con nitrato amónico y a las fuertes lluvias que tuvieron lugar horas antes de la toma de datos. A partir de ese momento, la concentración de nitrato va descendiendo progresivamente hasta las primeras lluvias que se producen en diciembre tras la fertilización, cuando se observa un importante aumento, momento desde el que la concentración comienza a disminuir hasta octubre de 2003. No se produce un incremento sensible entre la 1ª campaña de mar-03, tras la fertilización pero sin lluvias, y la 2ª de mar-03, tras la fertilización y las lluvias, en este caso, no tan inmediatas como en la toma de datos de mar-02.

Estos resultados abren las hipótesis de trabajo acerca del comportamiento de la cuenca en función de la fertilización, pero también de la época del año. Las respuestas a estas cuestiones se desarrollan en el Capítulo 4, estudiando un caso concreto de un cultivo y tomando agua de esorrentía y de infiltración, así como en el Capítulo 5, relacionándolo con los usos del territorio y los caudales. Como ha sido indicado, el amonio muestra una gran variabilidad difícil de asociar a fenómenos espacio-temporales con este tipo de muestreos generales. Aunque tan sólo es una campaña se han encontrado valores medios superiores a 100 µg/L, en general en casi todas las épocas sus valores oscilan entre los 50 y 100 µg/L y existe una gran variabilidad interna dentro de cada periodo de muestreo. Tanto en mayo de 2002 como en febrero de 2003, la recogida de datos se realizó con lluvias fuertes y cercanas, produciéndose aumentos muy variables dentro de la propia campaña pero con un aumento de concentración general debido a factores

como el aporte de la lluvia y la capacidad de retención de amonio del momento (estas situaciones concretas serán tratadas en el Capítulo 5).

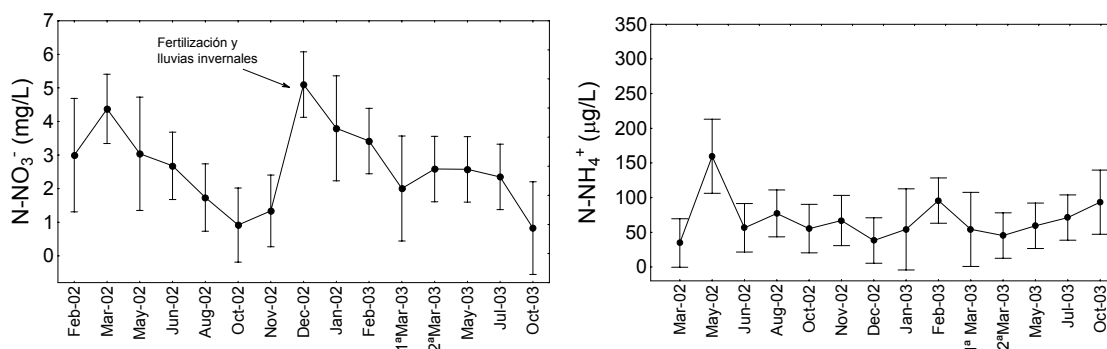


Figura 14. Variación de la concentración media de $N-NO_3^-$ y de $N-NH_4^+$ en las distintas campañas de muestreo. Las barras verticales indican el intervalo de confianza ($p = 0.95$).

Para el fósforo (Fig. 15), se midieron valores de entre 100 y 200 µg/L de media en el primer estiaje, posteriormente tras el fuerte periodo de lluvias que comenzó en diciembre, los valores disminuyen drásticamente y ya no vuelven a superar la barrera de los 100 µg/L. A primera vista, no se detectan aumentos de concentración debidos a la exportación del fósforo aplicado en otoño a los cultivos.

El descenso drástico de los SS se produce en la 1ª campaña de mar-03 y los niveles se mantienen posteriormente muy bajos. Todos estos datos apoyan la tesis de que el importante lavado de terreno produce cambios generales en la cuenca, que se reflejan en algunos parámetros.

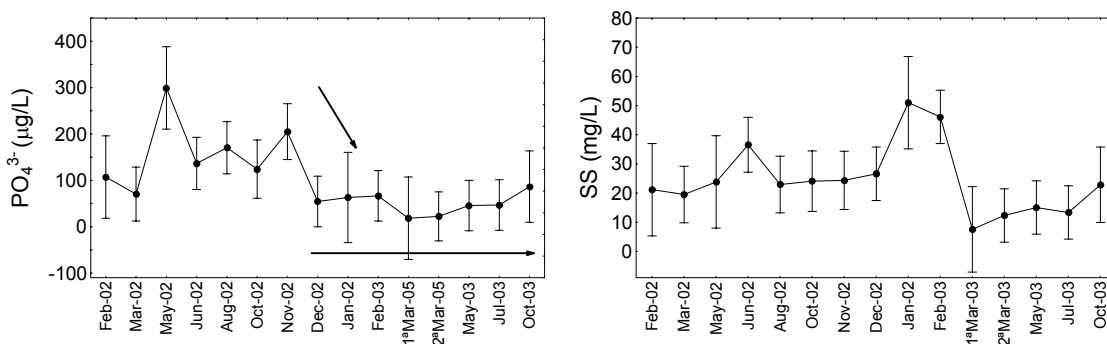


Figura 15. Variación de los valores medios de concentración PO_4^{3-} y SS en las distintas campañas de muestreo. Las barras verticales indican el intervalo de confianza ($p = 0.95$).

De nuevo, la relación nitrato:amonio se ve muy influida por la variación del nitrato siguiendo un patrón muy similar y alcanzando valores máximos en los periodos de altas concentraciones de nitrato (Fig. 16). La relación DIN:Fósforo será mayor en periodos de

altas concentraciones de nitrato (diciembre 2002) o de concentraciones medias de nitrato pero bajas de fosfato (marzo 2003).

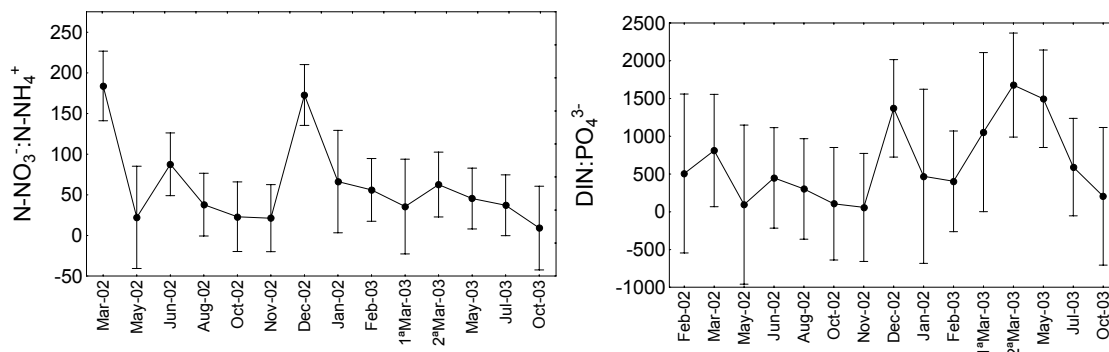


Figura 16. Variación de los valores medios de la relación $N-NO_3^-:N-NH_4^+$ y $DIN:PO_4^{3-}$ en las distintas campañas de muestreo. Las barras verticales indican el intervalo de confianza ($p = 0.95$).

De este modo, aunque existe una gran variabilidad interna entre los sitios dentro una misma campaña de muestreo, sí se detectan claras diferencias temporales. Estas diferencias no son semejantes para las diferentes variables, siguiendo patrones temporales distintos que probablemente están relacionados con el compuesto y momento del año. Todo ello apoya la conveniencia de profundizar en el estudio de los usos del territorio, estado del cultivo y clima que se desarrollarán en el Capítulo 5.

3.4 Estudio de los datos históricos de las estaciones de la red ICA de la CHEBRO

La Confederación Hidrográfica del Ebro tiene una red de 136 estaciones de muestreo de aguas superficiales llamada la red ICA (Red Integrada de Calidad de Aguas). En cada una de las estaciones realiza distintos controles de calidad, que varían según la asignación de la estación. Estas estaciones están incluidas a su vez en otras subredes que valoran la calidad del agua con distintos objetivos: abastecimiento urbano, vida piscícola, baño, riego, plaguicidas, nutrientes, sustancias peligrosas, radiactividad o red de intercambio de información de la UE. Una vez al año, publican informes de los resultados obtenidos, marcándose objetivos de calidad en función de varias categorías y estudiando la evolución hacia la consecución de esas metas. También publican informes mensuales y mapas temáticos con distintos parámetros de seguimiento (<http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/Calidad/CalidadDeAguas.html>).

En la cuenca del río Ega existen 5 estaciones de muestreo de la Red ICA (Tabla 12).

Tabla 12. Listado de estaciones de la red ICA de la CHEBRO en la cuenca del río EGA ordenados de cabecera a desembocadura

Nº	Lugar	Subred
815	Urederra en Ameskoa Baja	BAÑO
071	Ega en Estella	COCA
572	Ega en Arinzano	COCA, RCSP
239	Ega en Allo	Sin muestreo
003	Ega en Andosilla	COCA, NUTR
503	Ebro en San Adrián	ABASTA

ABASTA: Control de aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable
COCA: Red general de control de la calidad de aguas superficiales
NUTR: Red de control de nutrientes. Previsto el inicio de su explotación a lo largo del año 2004.
RCSP: Red de Control de Sustancias Peligrosas (Lista I y Preferentes Lista II)
BAÑO: Control de calidad en zonas de baño

Desafortunadamente, la estación ICA más próxima a Galbarra se encuentra en Estella, 25 kilómetros aguas abajo (Fig. 17) de la desembocadura del Galbarra en el Ega y no existe ninguna estación de la Red cuyas condiciones sean comparables a las de la cuenca del Galbarra. El área de drenaje aguas arriba de la estación del río Urederra (sin datos de nutrientes) está sometida en principio a menos presión agrícola y urbana que Galbarra y la estación de Estella ya recibe el drenaje de una gran cantidad de poblaciones, algunas industrias y mucha agricultura, en general de secano. Las estaciones aguas abajo, sobre todo Andosilla (casi en desembocadura del Ega al Ebro), reciben el drenaje la zona aluvial con una importante economía agrícola intensiva centrada en el pimiento del piquillo y el espárrago de Navarra, además de recibir los efluentes de una industria papelera situada en la margen derecha de Ega, aguas arriba de Allo. La estación de San Adrián recoge los datos del agua del Ebro 3 kilómetros antes de la desembocadura del Ega.

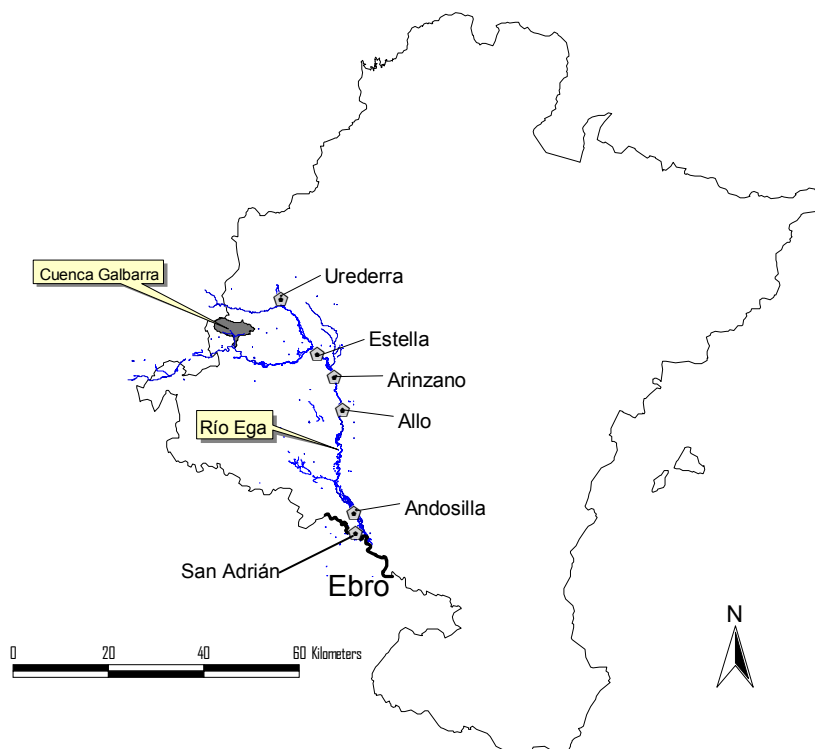


Figura 17. Estaciones ICA de control de aguas superficiales de la CHEBRO.

El objetivo de esta sección es realizar un estudio de la variación de las concentraciones de nutrientes en la cuenca del río Ega, comparando los datos obtenidos entre estaciones, entre los periodos invernales y estivales, y comparándolos finalmente con los obtenidos en el estudio de campo realizado en la cuenca del Galbarra.

3.4.1 Material y métodos

Se realizó un extracto de los datos de análisis de concentración de nutrientes (nitrato, amonio y fosfato) de las estaciones ICA pertenecientes a la CHEBRO y publicados en la página web de la Confederación. Para cada estación se publican dos informes, uno de datos históricos que abarca desde el año 1980 hasta el 2000 y otros actuales que van del 2001 a la primera mitad de 2005. Transportando dato a dato, se obtuvieron una serie de matrices en las que se incluía la fecha de muestreo, concentración y estación. Las estaciones de la zona superior (hasta Allo) reciben el drenaje de zonas principalmente cerealistas, ganaderas, con poblaciones de distinta magnitud, algo de industria y una representación menor de agricultura de regadío. También hay que tener en cuenta que la estación de Arinzano se encuentra aguas abajo de una industria papelera. La estación de

Andosilla recibe además el drenaje de una importante superficie dedicada al cultivo intensivo de regadío.

3.4.2 Resultados

Los datos disponibles presentan una gran heterogeneidad en relación a la frecuencia y periodo de recogida. Se seleccionaron dos datos por año, uno en invierno coincidiendo con las aguas más altas, siendo este el momento de máxima lixiviación desde los terrenos de agricultura de cereal y otro en verano en el periodo de estiaje y aguas bajas. No en todas las estaciones se obtuvo el mismo número de datos ni el muestreo abarca el mismo periodo (Tabla 13).

Tabla 13. Datos de nutrientes obtenidos en la estaciones de muestreo de la red ICA

Estación ICA	Periodo	Años de medidas	Nº datos Nitrato	Nº datos Amonio	Nº datos Fosfato
Urederra	Sin datos de nutrientes		0	0	0
Estella	1981-2005	24	44	48	46
Arinzano	2003-2005	2	5	5	5
Allo	1987-2002	15	31	33	31
Andosilla	1981-2005	25	48	46	46
San Adrián	1993-2005	12	21	21	21
Total			149	153	149

Las medianas (Tabla 14), son generalmente superiores a las obtenidas en el estudio de Galbarra. La mediana de la concentración de nitratos de todas las estaciones es superior a la obtenida en Galbarra (2.2 mg/L N-NO₃⁻ en Galbarra), lo mismo ocurre con el fosfato (60 µg/L en Galbarra). Con el amonio sin embargo, la mediana de Galbarra (60 µg/L) será en algún caso superior y en otro inferior a la mediana de las redes ICA. Hay que ser cautos a la hora de realizar estas comparaciones ya que los datos generales de Galbarra abarcan un gran número de tramos diferentes de la cuenca y de diferentes periodos, mientras que las estaciones ICA se encuentran todas tras grandes zonas de drenaje, con usos múltiples y corresponden únicamente a dos épocas concretas del año. Esta perspectiva se puede comprender mejor observando los coeficientes de variación superiores en Galbarra en todos los casos (0.83 para el nitrato; 3.26 para el amonio y 1.88 para el fosfato). Sin embargo, observando el CV de Galbarra sitio a sitio se comprueba que los CV son menores que el global debido a una menor variabilidad asociada a un lugar determinado y, pese a todo, son en general mayores a los de las

estaciones ICA. En Galbarra y en las estaciones ICA los nitratos tienen un CV menor que el amonio y el fosfato (en el caso del fosfato el CV es muy variable en función de las estaciones).

Tabla 14. Descriptivos de los resultados de concentraciones de nitrato, amonio y fosfato en las estaciones ICA de la CHEBRO. *m* = media; *M* = mediana. Los números en negrita corresponden al máximo y los subrayados al mínimo.

Estación	N-NO ₃ ⁻ (mg/L) <i>m</i>	N-NO ₃ ⁻ (mg/L) <i>M</i>	N-NO ₃ ⁻ (mg/L) CV	N-NH ₄ ⁺ (μg/L) <i>m</i>	N-NH ₄ ⁺ (μg/L) <i>M</i>	N-NH ₄ ⁺ (μg/L) CV	PO ₄ ³⁺ (μg/L) <i>m</i>	PO ₄ ³⁺ (μg/L) <i>M</i>	PO ₄ ³⁺ (μg/L) CV
Estella	3.07	3.13	0.40	<u>82</u>	<u>47</u>	0.99	<u>178</u>	<u>135</u>	0.77
Arinzano	4.23	4.22	<u>0.04</u>	118	132	<u>0.61</u>	230	280	<u>0.48</u>
Allo	<u>3.05</u>	<u>3.00</u>	0.31	191	132	0.80	628	390	1.09
Andosilla	3.42	3.44	0.40	130	66	1.33	415	310	0.80
San Adrián	2.83	2.72	0.30	91	54	0.73	260	250	0.56
Total	3.18	3.11	0.37	122	69	1.11	358	240	1.14

Es importante destacar que en Galbarra se han medido 23 datos de concentración de nitrato superiores al máximo detectado en las estaciones ICA (6.2 mg/L de N-NO₃⁻), 12 casos para el amonio (868 μg/L de N-NH₄⁺), que coinciden con los puntos T-1 y G-06 situados tras el vertido de las aguas fecales de Gastiáin. En el caso del fósforo sólo hay una ocasión en la que un dato de Galbarra supera al máximo de las estaciones ICA (3030 μg/L de PO₄³⁻), este dato (3050 μg/L) pertenece también al punto T-1.

Comparando los datos de las redes ICA con los obtenidos en la desembocadura del Galbarra, sitio que recibe el drenaje de toda la cuenca y supone el aporte superficial que de toda la cuenca de Galbarra al río Ega, se comprueba que los resultados se asemejan mucho más. La mediana del nitrato en el sitio G-14 (3.1 mg/L de N-NO₃⁻) coincide con la mediana de todos los datos de la red ICA (3.11 mg/L de N-NO₃⁻) y su media es superior (3.6 mg/L en Galbarra frente a 3.18 mg/L en ICA). Este dato es muy importante ya que aporta una idea de la magnitud del impacto que una pequeña cuenca agrícola puede ejercer sobre un sistema, puesto que se han encontrado concentraciones de nitrato similares a las que aparecen en tramos de ríos de orden muy superior y con grandes superficies potencialmente exportadoras de nitrógeno. La mediana del amonio en G-14 (70 μg/L) es superada sólo por las estaciones de Arinzano y Allo, mientras que la del fósforo (80 μg/L) es superada por todas las estaciones. Estos valores superiores del amonio y fosfato pueden estar relacionados con los vertidos de industrias y poblaciones en el río Ega.

Se pueden comparar los datos obtenidos en las redes ICA en las fechas de muestreo aproximadamente coincidentes con el trabajo de campo en Galbarra. Para cada nutriente existen 23 datos correspondientes a las 5 estaciones ICA que coinciden temporalmente con el trabajo realizado en Galbarra, desde el muestreo preliminar en marzo de 2001 hasta la última campaña en octubre de 2003. Se realizó una comparación estadística entre ambas poblaciones de datos, la prueba de la t para los nitratos y la U de Mann – Whitney para el amonio y el fosfato, ya que no fue posible ajustar la población de datos de las estaciones ICA a la distribución normal. No se obtuvo significación en el caso del nitrato (Fig. 18), pero sí en el resto de los nutrientes. La media de la concentración de amonio fue significativamente mayor ($M-W U(1, 53) = 180; p = 0.002$) en G-14 que en las estaciones ICA, ya que pese a la existencia de algún valor extremo puntual, las concentraciones de amonio son superiores en la desembocadura del Galbarra que en las estaciones ICA. En el caso del fosfato la situación se invierte, siendo la media de los datos ICA significativamente mayor ($M-W U(1, 53) = 214; p = 0.016$) a la de G-14. Aunque hay varios datos en Galbarra que se encuentran en el cuartil superior de los datos del ICA, en general los valores son inferiores.

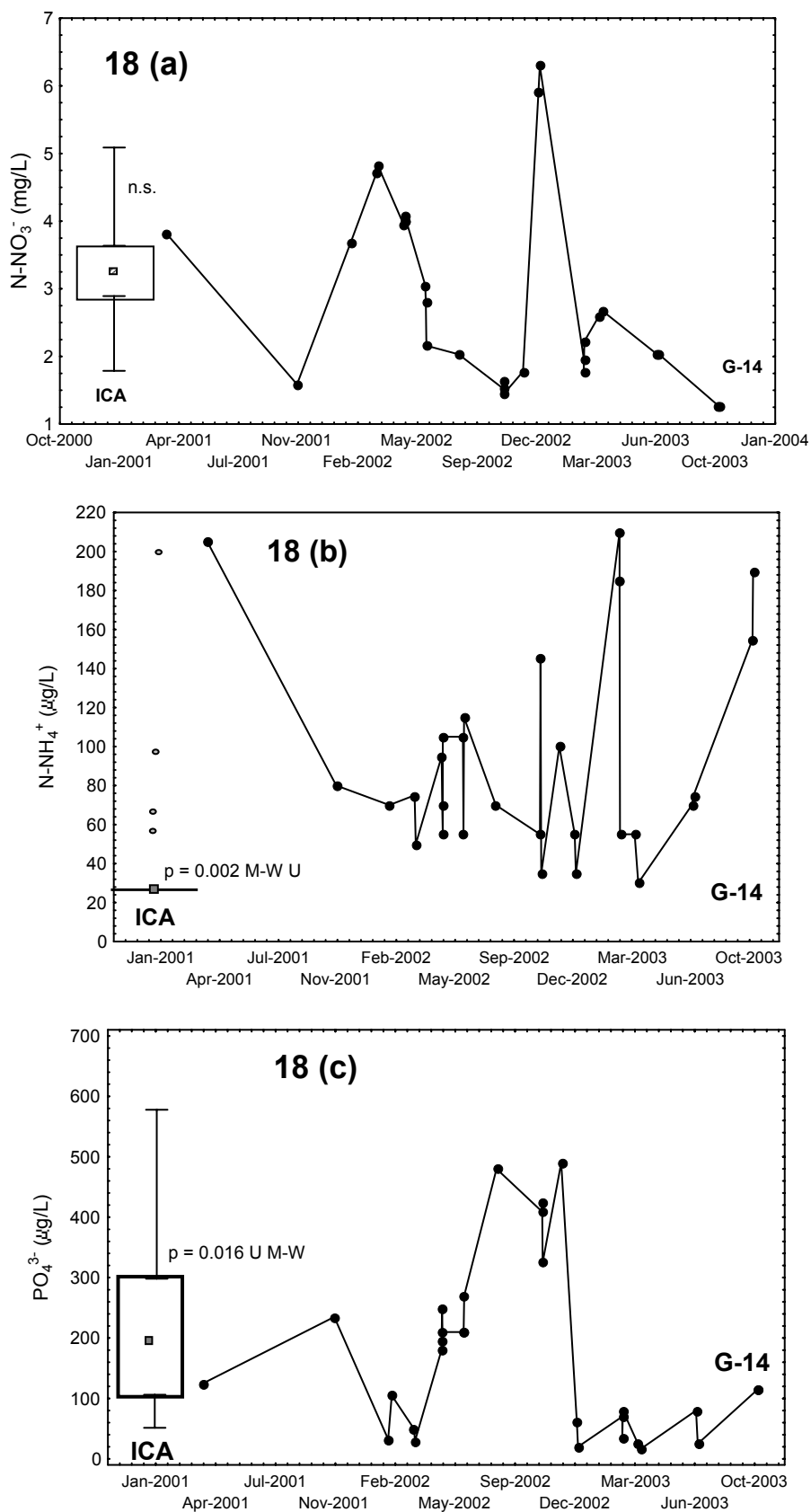


Figura 18. Variación de la concentración de nitrato, amonio y fosfato (a, b y c, respectivamente) en la desembocadura de Galbarra (G-14) frente a la distribución de datos de las estaciones ICA durante el mismo periodo de estudio

Observando los valores límite y de referencia de las estaciones ICA, se comprueba que tan solo el 2% de estos datos supera el nivel guía de la Directiva de Nitratos, frente al 10% de los datos de Galbarra. Sin embargo, el 86% de los datos supera los 8.8 mg/L de NO_3^- establecidos por Camargo *et al.* (2005) como límite para los organismos más sensibles y a exposiciones prolongadas. Con respecto al amonio, se observa que el 93% de los datos superan al nivel guía y sólo el 0.7% el máximo, proporciones similares a las de Galbarra con un 85% y 5%, respectivamente. Pese a todo, se podrían considerar más “positivos” los valores del Ega, ya que la estación de Allo se encuentra en región salmonícola mixta y la de Andosilla y San Adrián en región ciprinícola, siendo superiores los valores guía para esta categoría de tramo de río. En el caso del fosfato la situación empeora en comparación con Galbarra ya que el 41% de los datos supera el máximo recomendado por la EPA para evitar la eutrofización de aguas superficiales corrientes frente al 13% de Galbarra. Esto puede ser debido a un incremento considerable de la población e industria en las áreas de drenaje previas a las estaciones ICA con los vertidos puntuales asociados.

Aunque esta aproximación es un poco gruesa porque la serie temporal es más detallada en G-14 y además los datos de G-14 son de un solo sitio, mientras que el resto corresponde a varias estaciones, sirve para valorar de nuevo la importancia que una pequeña cuenca puede tener en la exportación y movilización de nitrógeno ya que su distribución de datos no difiere significativamente de la de estaciones de muestreo que drenan superficies mucho mayores, también con agricultura pero con más habitantes e industria.

3.4.3 Comparación espacial y temporal de los datos de las estaciones ICA

Al igual que con los datos de Galbarra, se hizo una comparación espacial y temporal de los datos de concentraciones de las estaciones ICA. De nuevo hay que ser cautos con la interpretación, ya que no todas las estaciones abarcan el mismo periodo de muestreo ni tienen el mismo número de datos. Por ejemplo, la estación de Arinzano es muy reciente y tiene muy pocos datos. Además, en la estación de San Adrián en el Ebro, los muestreos se desplazan a primavera y otoño. Pese a todo, una comparación estadística unida a una inspección visual de los datos puede ayudar a comprender mejor la situación de los nutrientes en la cuenca del Ega. Aunque se han extraído del análisis, los

datos del Galbarra en general y de G-14 en particular, se han incluido en la representación de la distribución de datos por estación (Figs. 19, 20 y 21). En estas figuras, también se dibujan los límites guía y máximos antes citados. Para el amonio y el fosfato fue necesario realizar una transformación $\log(x + 1)$. Tras el ANOVA se realizaron las pruebas *post-hoc* (LSD).

Los resultados muestran una ausencia de significación para los nitratos. Pese a no existir diferencias significativas, la estación de Andosilla situada en la desembocadura tras un importante área de cultivos intensivos, presenta la mayor media (después de Arinzano) y un mayor número de datos que superan el nivel guía (Tabla 14 y Fig.19). La estación del Ebro presenta el menor CV y los valores más pequeños; sin embargo, se considera que el hecho de no coincidir con el periodo de muestreo del Ega, puede distorsionar mucho la inferencia por lo que no se puede asegurar que estas diferencias sean reales.

Con el amonio y el fosfato, la situación es diferente (Figs. 20 y 21) ya que existen diferencias significativas entre algunas estaciones. La estación de Allo es la que tiene mayores registros de concentraciones de ambos nutrientes. Siguiendo la línea que une las medianas de las estaciones ICA, se observa un dibujo muy similar y bastante paralelo con un incremento en Allo y un descenso posterior. Ya que la agricultura aguas arriba es fundamentalmente de secano y no se ha detectado por otro lado un incremento de la concentración de nitrato, parece indicar que se puede deber a la influencia de un vertido, probablemente de la población de Allo.

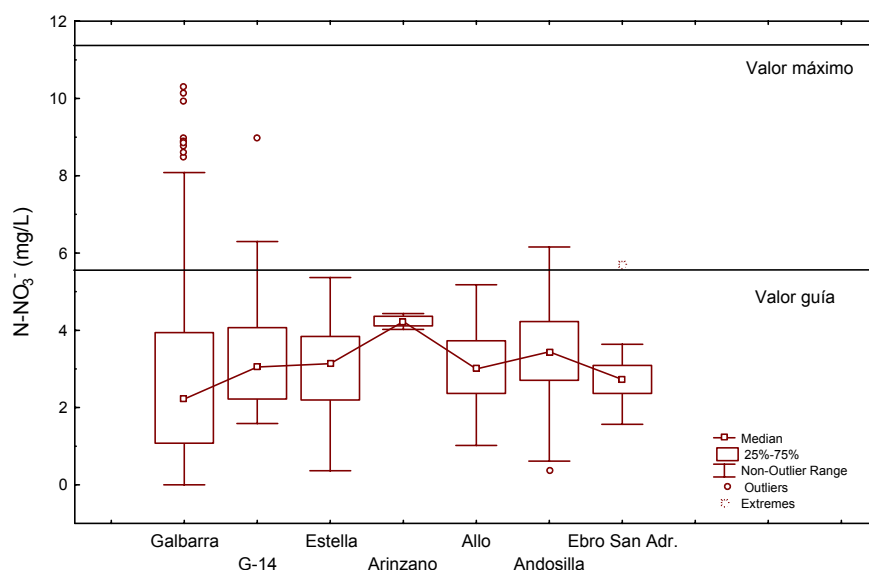


Figura 19. Distribución de los datos de concentración de nitrato por estación ICA y comparación de los mismos con los datos de Galbarra y de su desembocadura (G-14)

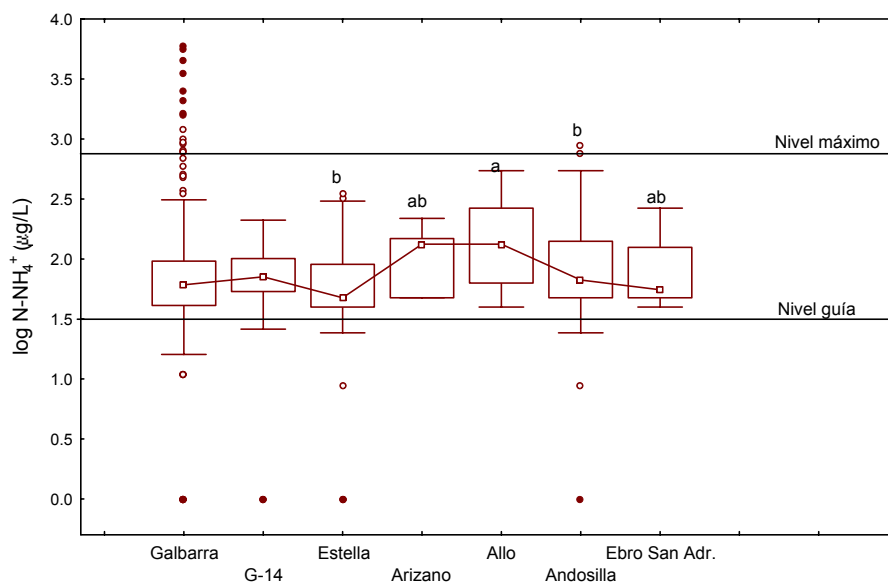


Figura 20. Distribución de los datos de concentración de amonio por estación ICA y comparación de los mismos con los datos de Galbarra y de su desembocadura (G-14). Si dos distribuciones presentan diferencias significativas en las pruebas post-hoc, no comparten la letra situada sobre la representación de su distribución.

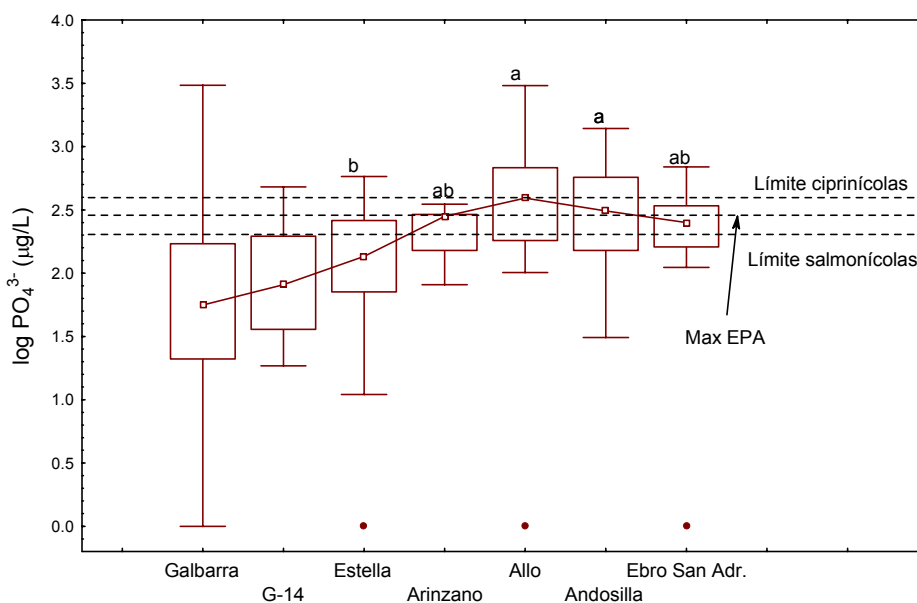


Figura 21. Distribución de los datos de concentración de fosfato por estación ICA y comparación de los mismos con los datos del Galbarra y de su desembocadura (G-14). Si dos distribuciones presentan diferencias significativas en las pruebas post-hoc, no comparten la letra situada sobre la representación de su distribución.

3.4.4 Variación temporal de los datos

Para los tres nutrientes se hicieron respectivos ANOVAs de dos vías tomando la concentración de los mismos por estación como variable continua dependiente, y el

periodo y la estación como variables categóricas independientes. Se consideraron pertenecientes al primer nivel de este factor (invierno) aquellos datos valorados en diciembre, enero y febrero y pertenecientes al segundo nivel (estiaje) los datos de junio, julio agosto y septiembre. Los datos valorados en otros meses son mucho más infrecuentes y han quedado fuera de este análisis. Los resultados muestran la ausencia de interacción en los tres análisis realizados con los tres nutrientes lo que indica que las variaciones entre periodos mantienen una tendencia similar independientemente de las estaciones ICA. Pese a todo, en las comparaciones *post-hoc* se detectan diferencias en la significación, lo que indica que existe una tendencia similar en el aumento o disminución de la concentración de nutrientes entre periodos- El paralelismo no es total, aunque sí lo suficientemente marcado como para que no exista interacción (Figs. 22, 23 y 24).

Para el nitrato (Fig. 22), existe un descenso de la media de la concentración en el estiaje en relación a la media del invierno los tres casos. Pese a todo, esta diferencia sólo es significativa en la estación de Estella.

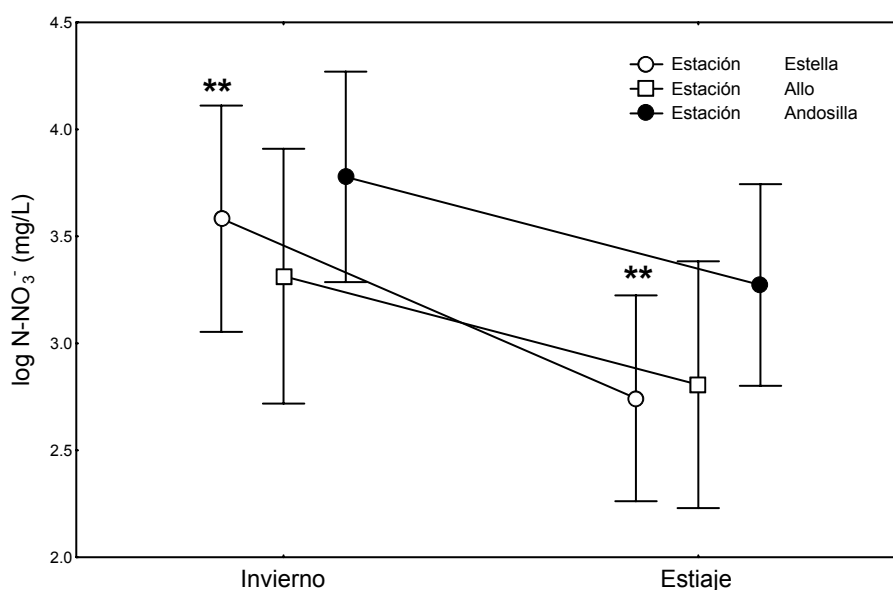


Figura 22. Variación de la concentración de nitrato entre periodo y por estación. Los dos asteriscos indican significación en las pruebas *post-hoc* (LSD).

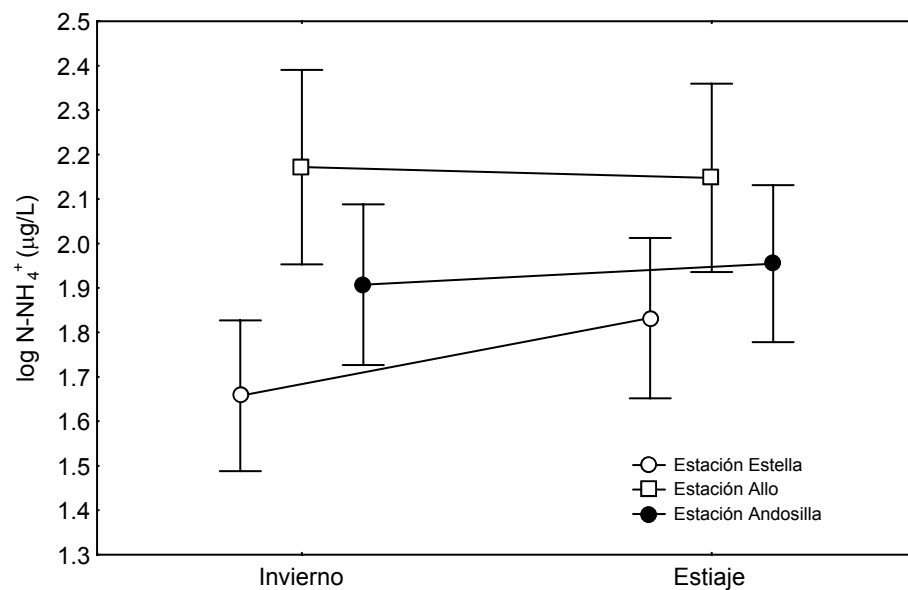


Figura 23. Variación de la concentración de amonio ($\log x + 1$) entre periodo y por estación. No existe significación por estación en las pruebas post-hoc (LSD) entre ningún periodo.

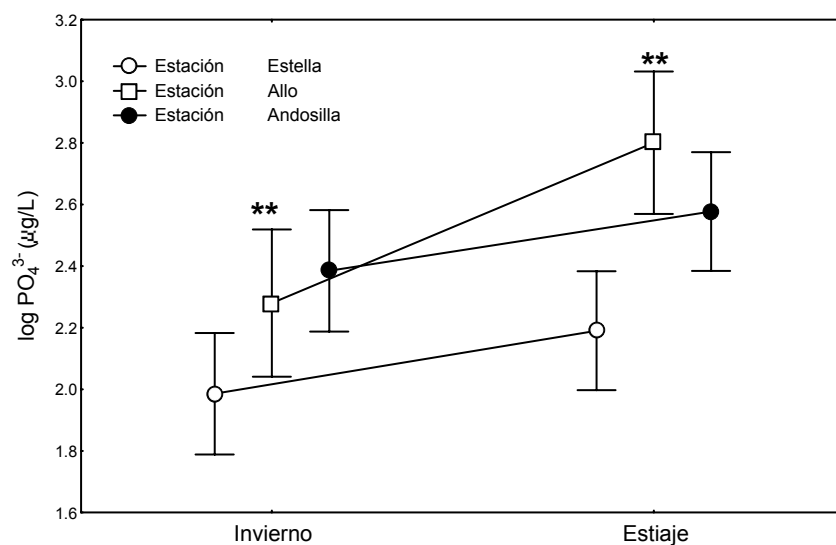


Figura 24. Variación de la concentración media de fosfato ($\log x + 1$) entre periodo y por estación. Los dos asteriscos indican significación en las pruebas post-hoc (LSD).

En el caso del amonio (Fig. 23), no existen diferencias significativas entre los periodos de ninguna de las estaciones estudiadas, pero con el fosfato la situación se invierte, obteniéndose un resultado significativo para el factor y el periodo. Aunque como se observa en la Figura 24, en las tres estaciones hay una tendencia al aumento medio de la concentración de fosfato en verano, este sólo resulta significativo en la estación de Allo. Los resultados obtenidos parecen ajustarse en parte a lo esperado si se comparan con los resultados obtenidos en la cuenca de Galbarra, ya que en los análisis realizados

anteriormente se observa un incremento en la concentración de nitrato en los periodos invernales, mientras que para el amonio no existen diferencias y para el fosfato se produce un incremento durante el estiaje y un descenso en las etapas invernales. Se observa un incremento de nitrato en los periodos invernales, probablemente asociado a la lixiviación de nitrógeno desde los cultivos de secano tras la fertilización habitual de invierno (ver Capítulo 5). El hecho de que este aumento de concentración se obtenga tan sólo en Estella puede estar relacionado con unos usos en el área de drenaje fundamentalmente de secano. Las industrias cercanas a Allo, y los cultivos intensivos de regadío en la zona previa a Andosilla pueden estar provocando un flujo permanente anual de nitratos que produzca una estabilización de las concentraciones a lo largo de todo el año (Torrecilla *et al.* 2005). En el caso del amonio se observa una ausencia de variación estacional al igual que en Galbarra, lo que puede estar relacionada con dinámicas complicadas de oxido-reducción, orígenes focales, difusos y el aporte variable de la precipitación, almacenamiento en los sedimentos y posterior transporte (Peterson *et al.* 2001, Mersebuguer *et al.* 2005, Anderson & Downing, 2006). La disminución de la concentración de fosfatos en invierno puede estar relacionada con un origen focal del mismo que, pese a tener un flujo constante todo el año, se encuentra en distinto grado de dilución según el volumen de agua circulante. Aunque en todas las estaciones se observa un incremento de la media en el estiaje, es en Allo donde es más significativo, lo que puede estar relacionado con la dilución invernal de algún vertido urbano o de la industria papelera situada aguas arriba. Como se expuso en la introducción, el transporte difuso de fosfato se hace principalmente a través de la escorrentía superficial por lo que puede que en momentos de fuertes lluvias erosivas de invierno también se detectase un incremento en la concentración de fosfato.

3.5 Comparación de los resultados de este estudio con otros publicados

En esta sección se pretenden comparar las medias o medianas y rangos de concentración de N-NO_3 , N-NH_4^+ , PO_4^{3-} así como sus relaciones estequiométricas, con las publicadas en otros trabajos con el objetivo de situar a la cuenca en un contexto biogeoquímico en relación a los nutrientes y realizar una pequeña revisión buscando similitudes y diferencias entre los resultados. En climas templados hay un gran número de trabajos publicados sobre la variación de las concentraciones de nutrientes en cuencas de distintos usos, sin embargo, son muchos menos los estudios realizados en el clima

mediterráneo. Por este motivo, en algunas ocasiones se citan trabajos que, aunque no tienen como objetivo prioritario el estudio de los nutrientes, sí que aportan datos de los mismos.

Se seleccionaron un total de 31 trabajos, de los cuales 10 corresponden al clima mediterráneo (8 en España), 19 al clima templado y 2 revisiones generales. Cuatro de los mediterráneos corresponden a cuencas poco intervenidas y 6 a cuencas agrícolas de distinta intensidad (entre otros usos). Cuatro de los templados corresponden a cuencas muy impactadas y el resto tienen distinto grado de utilización. De cada trabajo se recogieron los rangos y medias o medianas, además del área de drenaje de las cuencas estudiadas. Las unidades se transformaron a una unidad común, mg/L de N para el nitrato, $\mu\text{g/L}$ de N para el amonio y $\mu\text{g/L}$ para el fosfato.

Se observa una gran variabilidad en los resultados (Tabla 15). La variabilidad es tanto interna, intra e interanual, como externa entre las diversas condiciones contempladas. Se observa la existencia de una importante diferencia entre las concentraciones de nutrientes de las cuencas con diverso grado de antropización y aquellas que no lo están. En su amplia revisión, Turner *et al.* (2003) encuentran variaciones en la concentración de N de hasta tres órdenes de magnitud al comparar diferentes cuencas. De la misma manera que ocurre en Galbarra, esas variaciones dependen principalmente del nitrato, que se encuentra en proporciones molares muy superiores al amonio.

Tabla 15. Concentración de nitrato, amonio y fosfato en otros trabajos.

Superficie cuenca (Ha)	Usos	País	Clima	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	NO ₃ :NH ₄ ⁺	DIN:PO ₄ ³⁻	Referencia
De 27 a 2298	Cultivos, bosques, matorrales y pueblos	España	Mediterráneo húmedo	0 - 10.3 (2.7)	0 - 5900 (192) y mediana (60)	0 - 3050 (151) y mediana (60)	0-535 (57)	3-11595 (559)	Galbarra
2298	32% cultivo 1% urbano	España	Mediterráneo húmedo	1.6 - 9.0 (3.6) y mediana 3.1	25 - 210 (86) y mediana 70	17 - 480 (118) y mediana 80	8.4 - 211 (57.3) y mediana 44.5	29.3 - 2122 (445) y mediana 216	G-14 (G. Desembocadura)
Longitud 15 km	Agricultura	España (Andalucía)	Mediterráneo	P1 ⁽¹⁾ : 0.02-0.4 (0.1); P2 0.04 - 1.7 (0.6)	P1: 0-69 (42); P2 1.9 - 121 (40)	P1: 0.9 - 78(28.5); P2: 0-159 (40.1)			Gallardo-Mayenco et al. (2004)
Varios superiores a Galbarra	Cultivos, ciudades e industria	España (CAM)	Mediterráneo	0.2 - 5.6	77 - 11627	--			Díez-Mayáns y Bienes (2003)
Cuenca del Ebro	Todos, mucho cultivo de regadío	España (Desembocadura del Ebro últimos 60 km)	Mediterráneo	0 - 3.1 (1.4)	0 - 630 (210)	0 - 1393 (465)			Muñoz y Prat (1990)
50200	Cultivos, ganadería y otros	España (Murcia)	Mediterráneo árido	0-31 (2.2)	0-13000 (300)	0-103 (22.2)			Vidal-Abarca et al. (2000)
3200000	Todos, mucho cultivo de regadío	España (Ebro en Zaragoza)	Mediterráneo	E ⁽²⁾ : 2.2 - 6.8 (3.4); T: 1.5 - 7.9	--	E: 180 - 420; T: 0 - 1200			Torrecilla et al. (2005)
Medianas variadas	Ramblas con usos variados (Calizo)	España (Murcia)	Mediterráneo	I ⁽³⁾ : 0.001-0.41 (0.15); V: 0 - 1.4 (0.12)	--	I: 15.4 - 2219 (239) V: 11.4 - 2248 (284)			Moreno et al. (1995)
1050	Bosque (sin contaminar)	España	Mediterráneo	Rango de medias: FB ⁽⁴⁾ : 0.11-0.57; SF: 0.4-0.68; E: 0-3	Rango de medias: FB ⁽⁴⁾ : ; SF: 19-40; SF: 26-33; E = 300-0	--			Bernal et al. (2005)
1600	Bosques y calizas (LS) ⁽⁵⁾ o Silíceo (RM)	España (Cataluña)	Mediterráneo	0.005-0.43 (0.18) LS ⁽⁵⁾ ; 0.1-1.01 (0.47) RM	2.7-18 (7.9) LS; 1.8-37.8 (14) RM	6.6-54 (23.7) LS; 16.5-219 (57.6) RM		1.9-296 (72) LS; 10.33-213 (75)RM	Martí y Sabater (1996)
19 cuencas tipo Galbarra	Bosque-Matorral	USA (California)	Mediterráneo	DNA ⁽⁶⁾ : 1.1 - 0.4 Max: 2.2; DNM: 1.5 - 0.04; DNB:0.007 - 0	--	--			Fenn y Poth (1999)
98000 (subdividida en varias pequeñas)	Forestal	USA (California)	Mediterráneo	0.007-0.03 (LSN) ⁽⁷⁾ ; 0.05-1.2 (LN)					Holloway et al. (1998)
20 cuencas 5 de trigo 2Ha	Trigo	USA (Oklahoma)	Templado	0.29-2.27	290-650	660-1300			Sharpley et al. (1987)
25800; 24100; 85600	Gandero-Urbano-Agrícola	Inglaterra	Templado húmedo			2.7-845 (60)(1) ⁽⁸⁾ ; 9-1607 (250) (2); 9-1663 (3159) (3)			Bowes et al. (2003)
20 cuencas 15000-517000 ha	Agícola (30-78%)	Canadá	Templado	0.03 - 2.4 (0.75) MDN ⁽⁹⁾	10 - 620 (90)	PS: 12- 630 (201)			Gangbazo (2000)
16 agrícolas (15000 - 146000 Ha) y 30 forestales (72000 y 3200000 ha)	Agrícolas (30-78% cultivos); forestales (0-7%de cultivos)	Canadá	Templado	Agrícola: 0.24 - 2.4 (0.83); Forestal: 0.03 - 0.32 (0.12)	Agrícolas: 10 - 620 (40); Forestal: 10-40 (20)	Agrícola: 30- 630 (222); Forestal:15 - 54 (27)			Gangbazo y Babin (2000)
4300	Agricultura	Francia	Templado	3.6-5.4 (3.9)	--	--			Nebbache et al. (2001)
10 cuencas: 4000-100000	Granjas de pollos, pastos y bosques	USA (Arkansas)	Templado	0.1-1.2	Generalmente bajo detección	15-75		80-110 (N:P)	Haggard et al. (2003)

Tabla 15 (continuación). Concentración de nitrato, amonio y fosfato en otros trabajos.

1568	Agricultura (maíz y soja)	USA (Georgia)	Templado	0.02-2			10.8		Lowrance et al. (1984)
1300-48100	Agricultura intensiva	USA (Illinois)	Templado	0.08-17					Royer et al. (2004)
3 cuencas: 1206, 8000 y 12000	90% agricultura	USA (Ohio)	Templado	0 -12.6	7-238	0-900 (300)		85-325	Vanni et al. (2001)
2000	Cultivos y ganadería	USA-Canadá	Templado	EH ⁽¹⁰⁾ : 0.7-3.5; ES 0.7-0.8	--	EH: 200-500; ES: 50-70			Berka et al. (2001)
25800; 24100; 85600	Gandero-Urbano-Agrícola	Inglaterra	Templado húmedo			2.7-845 (60)(1) ⁽¹¹⁾ ; 9-1607 (250) (2); 9-1663 (3159) (3)			Boyer et al. (2003)
Total = 22100	Gandero-Urbano-Agrícola	España (Navarra)	Templado (Eurosiberiano)	--	0 - 100 (50) Max: 220	--			Oscos et al. (2004)
2500	Pastizales	España (País Vasco)	Templado (Eurosiberiano)	1 - 1.75 (1.2)	7 - 565 (116)	15 - 220 (119)			Rallo et al. (2004)
36000	60% ganadería 20% agricultura	Argentina	Templado - húmedo	0.03-1.038 (0.338)	20-1219 (337)	70-625 (301)	A veces <1 y otras>1		Arreghini et al. (2005)
1800-62200	Bosques, con baja deposición	USA (Colorado)	Templado	0.087-0.17	32-49				Lewis (2006)
521 de media	Bosques	USA (New York)	Templado	0.03-0.5 (0.31)	8-40 (23)				Lovett et al. (2000)
Varias cuencas 80-1400	Bosques	Bosques (Pennsylvania, Maryland and West Virginia)	Templado	0.16-0.17 (LSN) ⁽¹¹⁾ 0.042-0.39 (LMN) 0.75-0.94 (LCN)					Williard (2005)
& cuencas (8.5-60 ha)	Bosques sin entrada crónica	USA (Oregón)	Templado	0.001-0.004	7 -9	--	<1		Vanderbilt et al. (2002)
Pequeñas, primer orden	Bosques SA ⁽¹²⁾ sin N crónico y bosquesNA con N crónico	Sudamérica y USA	Templado variado	SA ⁽¹²⁾ : 0.00002-0.007 (0.0019); NA: 0.35-0.76	SA: 0.5-11 (4.9) y NA: similar		SA: <1; NA > 80		Perakis & Hedin (2002)
Global Grandes ríos	Todos	Mundo	Varios	3 ordenes de magnitud	Muy inferior al nitrato			1:5-1:1000	Turner et al. (2003)
Varios, grandes ríos	Varios, sin contaminar	Varios	Varios	General (0.10) 0.06-0.212 (templados); 0.025-0.24 (Tropic)	18	10			Meybeck (1982)

Notas:

1: P1 = estación casi cabecera; P2 = Estación a unos 9 km aguas abajo

2: E = Ebro; T = Tributarios

3: I = Invierno; V = verano

4: FB = Flujo base; SF = Flujo de tormenta; E = Extremos

5: LS = La Solana; RM = Riera Major

6: DN = Deposición de N Alta, Media y Baja

7: LSN: Litología sin N; LN Litología con N

8: Punto Arriba (1); punto en medio (2); punto inferior (3)

9: MDN = mediana

10: EH = Estación húmed; ES: Estación seca

11: LSN Litoología sin N; LMN Litología con N medio; LCN Litología con N

12: DN = Deposición de N Alta, Media y Baja

3.5.1 Las cuencas poco antropizadas

Meybeck (1982), en un artículo clásico, hace una revisión de las concentraciones de nutrientes en los diversos ríos del mundo sin impactar (casi todos templados o tropicales). Al comparar estos resultados con los datos de Galbarra se comprueba que los estos tienen un orden de magnitud 20 o 30 veces superior para las moléculas de nitrógeno y 6 veces superior para el fosfato. En su artículo estima que en los ríos europeos impactados por las actividades humanas estas cifras pueden incrementarse más de diez veces, quedando el río Galbarra por encima de esta estima.

Por lo que respecta al nitrógeno, se comprueba que no es posible quedarse en una aproximación que valore exclusivamente los usos de la cuenca de drenaje ya que la deposición húmeda y seca puede suponer una entrada significativa de N antropogénico a la cuenca. Este fenómeno es especialmente relevante en países muy industrializados de Norteamérica (Fenn et al. 1998) o de Europa (Dise et al. 1998). En el próximo capítulo se estudia la entrada de nutrientes en precipitación, basándose en los datos propios de campo y en los datos de la estación EMEP (*Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe*) más cercana. Dise y Wright (1995) establecen diversos límites de deposición por unidad de superficie y valoran el efecto que produce cada rango de deposición sobre la concentración del N en las aguas fluviales de la cuenca. Los trabajos de Lovett *et al.* (2000), Lewis (2002) y Vanderbilt *et al.* (2002) se centran en cuencas templadas de Estados Unidos con entradas muy pequeñas de N atmosférico, por lo que se pueden considerar cuencas sin impactar. Por otro lado, Martí y Sabater (1996) y Bernal *et al.* (2005) realizaron estudios en cuencas mediterráneas españolas sin actividad humana y con entradas de nitrógeno atmosférico bajas o que no llegan a sobrepasar el umbral de deposición alto propuesto por Dise y Wright. En todos los casos antes citados, los rangos de concentración de nitrato en las aguas superficiales son muy inferiores (0-0.5 mg/L de N-NO_3^-) a los de Galbarra o, en todo caso, similares a los de los tramos de cabecera. Lo mismo ocurre para el amonio y fosfato, aunque en el primer caso los tramos de cabecera de Galbarra tienen valores medios superiores, probablemente debido a la existencia de ganadería dispersa que en algunas ocasiones pasta libremente por las zonas superiores. Fenn y Poth (1999) realizaron un estudio en pequeñas cuencas mediterráneas de California sin actividad humana pero con una importante entrada crónica de nitrógeno atmosférico en algunas de ellas. Encontraron una respuesta de la

cuenca al incremento en la entrada de nitrógeno, aumentando significativamente la concentración de nitratos en aquellas con mayor entrada de nitrógeno. Estos valores son mayores que los de las cuencas anteriores, pero menores a los de la cuenca de Galbarra.

Perakis y Hedin (2002) compararon la aportación de las distintas formas de nitrógeno disuelto al total, entre cuencas del hemisferio sur, sin ninguna entrada antropogénica de N, y cuencas del norte con entradas crónicas de distinta magnitud. Encontraron grandes diferencias, ya que, aparte de que las concentraciones de nitrógeno son muy inferiores en el sur, allí es el nitrógeno orgánico disuelto (DON) es el que realiza la mayor aportación al nitrógeno disuelto mientras que en el norte apenas tiene relevancia. El amonio también es más importante en el sur que en el norte (la relación nitrato:amonio es inferior a 1). Se observa por tanto que en los ecosistemas “prístinos” el nitrato pasa a ser la tercera forma nitrogenada disuelta. El estudio de Vanderbilt *et al.* (2002) realizado en cuencas limpias del norte apoya esta tesis, ya que encuentran la misma jerarquía ($\text{DON} > \text{N-NH}_4^+ > \text{N-NO}_3^-$). Como se vio en Galbarra, excepto algún caso aislado en cabecera en el que la concentración de nitrato quedó por debajo del límite de detección, y en algún momento tras el vertido de T-1, los valores de esta relación son muy superiores a 1, con un valor medio de 57 y un máximo de 535.

Otra posible entrada de N es la meteorización y lixiviación del N contenido en algunos tipos de rocas sedimentarias. Aunque es una entrada potencial de N poco estudiada en general, existen algunos estudios recientes en cuencas forestales con distintos tipos de litología. Tanto Holloway *et al.* (1998) en clima mediterráneo como Williard *et al.* (2005) en clima templado, valoraron la aportación de nitrato de varias cuencas sobre litologías con distinta concentración de nitrógeno. Pese a detectar grandes diferencias en la concentración de nitrato de los ríos en función de la litología, en la mayoría de los casos las concentraciones fueron muy inferiores a las detectadas en Galbarra.

Todo ello lleva a reconocer inequívocamente a la cuenca del Galbarra como una cuenca impactada por grandes entradas de nitrógeno que no pueden explicarse tan solo por las entradas atmosféricas externas ni por el lavado de las rocas.

3.5.2 Las cuencas con actividad humana de distinta consideración

Se han tenido en cuenta algunos estudios en climas mediterráneos y templados, pero por tener usos muy diversos, cuencas de distintos tamaños y condiciones geológicas o de

conservación de riberas, o diversas magnitudes de muestreo, no son fácilmente comparables. En algunos casos se han encontrado valores medios inferiores a Galbarra y en otros superiores. Todas estas cuencas tienen en general concentraciones de nutrientes superiores a las cuencas sin actividad humana. Los trabajos de Muñoz y Prat (1990) y de Torrecilla *et al.* (2005) aportan datos sobre la concentración de nutrientes en el río Ebro, el primero en la desembocadura al mar Mediterráneo y el segundo a la altura de Zaragoza. En el primero se observa que las concentraciones medias son inferiores para el nitrato, pero superiores para el resto. En la zona de Zaragoza las concentraciones de nitrato son similares a las de la desembocadura del Galbarra pero superiores para los fosfatos. En el caso de Zaragoza hay importantes picos de nitrato en verano, debido a los cultivos de regadío, algo que no ocurre en Galbarra; y concluyen que el nitrato tiene principalmente un origen agrícola difuso mientras que el fosfato proviene de fuentes focales y urbanas. El trabajo de Bowes *et al.* (2003) muestra también altas concentraciones de fosfatos muy superiores a las de Galbarra (aunque similares a las de la estación T-1) que son debidas en gran medida a los vertidos urbanos e industriales, mientras que Arreghini *et al.* (2005) detectaron concentraciones de amonio y fosfato superiores a las de Galbarra e inferiores de nitrato, en una cuenca mucho mayor y con uso esencialmente ganadero. Lo mismo ocurre con la cuenca ganadera estudiada por Rallo *et al.* (2004) en el País Vasco. Otros trabajos como los realizados por Díez-Mayans y Bienes (2003), Royer *et al.* (2004) y Vanni *et al.* (2001) estudian cuencas altamente impactadas fundamentalmente por la agricultura. En esos casos los valores son generalmente mayores que los detectados en Galbarra. El primer trabajo estudia cuencas que además tienen industria y vertidos urbanos, lo que explica los altos valores de amonio detectados. En el trabajo de Vanni *et al.* (2001) es de nuevo el nitrato la fuente principal de exportación de nitrógeno con una relación DIN:PO_4^{3-} similar. El trabajo de Royer *et al.* (2004) introduce por primera vez el término *Nitrogen-Rich Agricultural Streams* (cuencas agrícolas ricas en nitrógeno): son cuencas muy intensificadas, sin vegetación de ribera arbórea ni arbustiva, con los arroyos muy canalizados. Como vemos en la Tabla 15, la media de concentración de nitrato es muy superior a la detectada Galbarra. El trabajo de Sharpley *et al.* (1987) estudia cuencas de trigo más pequeñas, de dos hectáreas y encuentran valores nitrato algo inferiores a los de la desembocadura de Galbarra mientras que los valores de amonio y fosfato son superiores. Es evidente que el nivel de organización, la jerarquía o el tamaño determinan el comportamiento de los nutrientes en una cuenca, siendo la escala de

observación un factor determinante (Seitzinger *et al.*, 2002; Haygarth *et al.*, 2005a; Martí *et al.*, 2006).

A la vista de todos estos datos, sin tener en cuenta los usos de la cuenca del Galbarra y estudiando tan sólo los datos de las concentraciones, ya se podría decir que se trata de una cuenca rica en nitrógeno cuyo origen no se debe tan sólo a una posible entrada atmosférica ni litológica, sino a los propios usos realizados en la cuenca de drenaje. Además, las relaciones entre los tres nutrientes y sus proporciones indican que el origen de la contaminación probablemente sea agrícola más que ganadero, industrial o urbano. Los niveles de nitrato detectados corresponden a los de una cuenca con actividad agrícola que produce una importante exportación de nitrógeno, pero que no está sometida a una intensificación extrema. También se manifiesta la existencia de un vertido focal permanente situado cerca de la desembocadura del afluente T-1.

Comparando los datos de nitrato con los del resto de las estaciones ICA, el estudio de Zaragoza y el de la desembocadura del Ebro, se comprueba que la cuenca del Galbarra, sometida a una explotación agrícola de intensidad media y sin regadío, puede alcanzar concentraciones similares a las de otros lugares de la cuenca del Ebro con áreas de drenaje muchísimo mayores, jerarquías muy superiores y usos de todo tipo.

3.6 Conclusiones

- El nitrato es la forma predominante de DIN en las aguas fluviales de la cuenca del Galbarra, con una relación 32:1 (mediana) sobre el amonio, siendo el nitrito la menos abundante.
- La cantidad de DIN en las aguas fluviales es muy superior a la del fosfato disuelto, con una relación 200:1 (mediana), como ocurre en la mayoría de los ríos.
- En lo que respecta a la normativa vigente sobre calidad de aguas, los límites imperativos han sido superados en muy pocas ocasiones, mientras que los niveles guía lo han sido en el 85% de los casos por el amonio, 73% por los nitritos, 28% por los fosfatos y 10% por los nitratos.
- Una gran proporción de los casos analizados presentan concentraciones de nitrato que pueden afectar a diversos miembros de la comunidad animal del río

en exposiciones crónicas; mientras que las de nitrito no suponen un riesgo potencial de toxicidad para la fauna.

- La correlación conductividad vs nitratos ($r = 0.65$) es altamente significativa y probablemente debida al lavado del terreno; mientras que la existente entre amonio y fosfato, aunque débil ($r = 0.48$), indica su origen común aguas abajo de los vertidos urbanos.
- Nitratos y CE tienen la tendencia a aumentar según discurre el río Galbarra.
- Fosfato y el amonio siguen otras dinámicas compartiendo sus máximos en el sitio G-06 situado tras el vertido urbano de Gastiáin que vierte en T-1.
- Los SS muestran una tendencia decreciente de cabecera a desembocadura asociada a la existencia de cárcavas erosivas y áreas removidas en cabecera.
- Los tributarios pueden ser clasificados como cabeceras limpias (G-01 y G-02), sitios con altas concentraciones de nitrato (T-2 y T-3), un sitio con altas concentraciones de amonio y fosfato (T-1) y varios sitios con concentraciones intermedias (T-4, T-5, T-6 y T-7).
- El nitrato presenta una clara dinámica temporal con las mayores concentraciones en invierno y mínimas en el estiaje, mientras que el amonio es muy estable a lo largo del año.
- El notable descenso de fosfato, CE y SS apreciado entre marzo y octubre de 2003 está probablemente asociado al fuerte lavado del terreno producido durante las fuertes lluvias invernales.
- Para el nitrato, se ha apreciado una tendencia a encontrar las concentraciones máximas durante el periodo invernal (2002-2003), lo que coincide con lo apreciado en la red de estaciones ICA de la cuenca del Ega, esta situación está probablemente asociada a la lixiviación invernal de los cultivos de secano.
- El amonio no muestra unas claras diferencias estacionales ni en Galbarra ni en las estaciones ICA.
- El fosfato presenta su máximo en el periodo de aguas bajas tanto en Galbarra como en las estaciones ICA, lo que permite relacionarlo con vertidos puntuales.

- El nitrato especialmente en la desembocadura del río Galbarra presenta concentraciones muy superiores a las características de cuencas prístinas y a las de otras cuencas no antropizadas con fuentes significativas atmosféricas o litológicas.
- Amonio y fosfato no presentan niveles excesivamente elevados, salvo en T-1 y G-06 en los que tienen un origen urbano.
- Los rangos de DIN en las aguas fluviales de la cuenca de Galbarra indican la existencia de una importante alteración del ciclo natural de nitrógeno, aunque de menor magnitud que la existente en otras cuencas sometidas a una mayor explotación.
- Las concentraciones de los 4 nutrientes considerados detectadas en la cuenca del Galbarra, así como su variabilidad espacio-temporal y las relaciones que presentan entre sí, son las características de cuencas sometidas a una contaminación difusa de origen agrícola, en lugar de orígenes ganaderos, industriales o urbanos.
- En la desembocadura del río Galbarra, un río de cabecera con una agricultura no extremadamente intensificada, ya se alcanzan concentraciones de nitrato similares a las detectadas en tramos fluviales de mucha mayor jerarquía del resto de la cuenca del Ega.
- Es necesario seguir investigando la dinámica de la alteración del ciclo del nitrógeno en cuencas agrícolas mediterráneas de esta magnitud en la búsqueda de posibles soluciones.

Capítulo 4

N y P en la deposición atmosférica de la cuenca y sus flujos en la escorrentía y la infiltración en un cultivo de trigo característico de la zona

4.1 Introducción y objetivos

En la introducción general de la tesis y en el Capítulo 3 ya se ha señalado la importancia que puede llegar a tener la deposición atmosférica de nutrientes, especialmente N, en el cómputo de sus entradas totales en un territorio determinado: fertilización en sentido amplio, fijación biológica en el propio cultivo y deposición atmosférica. La fijación biológica en la zona es considerada despreciable, dado el tipo de agricultura realizada, ya que sólo en ocasiones rotan con leguminosas; situaciones en las que además no se realiza ningún otro tipo de fertilización. A partir de diferentes fuentes y de las encuestas realizadas a los agricultores de la zona se ha podido llegar a conocer cuáles podrían ser las entradas debidas a la fertilización (ver Capítulo 2).

Una vez que el agua de lluvia cae sobre los cultivos, además del aporte de nutrientes que en sí misma supone, puede lavar los fertilizantes que han sido aplicados y transportarlos finalmente hasta el río a través de la escorrentía superficial o subsuperficial.

Los objetivos de este capítulo son:

- Evaluar la entrada de nutrientes en la cuenca durante las campañas de muestreo;
- Caracterizar las concentraciones y flujos de nitrato, amonio y fosfato en la escorrentía superficial y en el agua de infiltración de un cultivo de trigo característico de la cuenca del Galbarra.

4.2 Deposición atmosférica de nutrientes

4.2.1 Material y métodos

Desde octubre de 2002 se recogieron una serie de muestras de lluvia en bandejas de polipropileno de 0.20 m² situadas a cielo abierto en una zona de cultivos situada en las proximidades del concejo de Galbarra (UTM: X 561.745; Y 4.728.767; 562 m de altitud) que eran colocadas la noche anterior a la campaña de campo, recogiénose la muestra tras cada lluvia. El periodo máximo de permanencia de cada bandeja en el

terreno ha sido de 48 horas. También se situó un pluviómetro en el mismo lugar para obtener información del volumen de precipitación caído cada vez que se recogían muestras de lluvia. Se han empleado los registros de la estación manual del Gobierno de Navarra situada en las proximidades, a menos de medio kilómetro. Los resultados obtenidos se comparan con los de la estación EMEP (*Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe*) más cercana, que es la de Logroño (42° 27'N; 02° 21'W; altitud 445 m) y está situada en la ribera del Ebro a unos 30 kilómetros de Galbarra. Partiendo de la revisión de la literatura se realiza una estima de la deposición húmeda y seca de N.

4.2.2 Resultados de la composición y flujo de nutrientes de la lluvia en la cuenca del Galbarra

Se recogieron muestras de agua de lluvia de un total de 8 eventos. Los resultados de la analítica físico-química de las muestras de agua de lluvia permiten observar grandes diferencias entre el agua de río y el agua de lluvia (Tabla 1).

Tabla 1. Físico-química del agua de lluvia recogida en la cuenca de Galbarra (n=8).

Fecha	Volumen de PP en el episodio (L/m ²)	PP últimos 4 días (L/m ²)	pH	CE (μS/cm)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	N-NH ₄ ⁻ (mg/L)	PO ₄ ³⁻ (μg/L)	N-NO ₃ ⁻ : N-NH ₄ ⁻	DIN: PO ₄ ³⁻
16-oct-02	8.0	18	7.20	22	0.20	0.45	35	0.4	123
17-oct-02	5.0	23	6.82	16	0.10	0.47	15	0.2	255
13-dic-02	6.5	19	7.52	113	0.40	0.56	0	0.7	
19-ene-03	5.0	9	7.64	73	0.30	0.71	40	0.4	168
01-mar-03	4.5	112	6.51	34	0.19	0.67	40	0.3	143
31-mar-03	25.0	26	6.08	24	0.40	1.04	10	0.4	965
12-oct-03	1.0	1		123	1.52	2.35	10	0.6	2592
12-oct-03	8.4	10	8.13	115	0.15	0.54	10	0.3	462
Mín	1	1	6.08	16	0.10	0.45	0	0.2	123
Máx	25	112	8.13	123	1.52	2.35	40	0.7	2592
Media	8	27	7.13	65	0.41	0.85	20	0.4	673
Mediana	6	19	7.20	54	0.25	0.61	13	0.4	255
CV	0.92	1.30	0.10	0.72	1.14	0.75	0.79	0.43	1.33

Lo primero que se observa es que el pH es mucho más variable que en el agua de río de Galbarra y sus valores indican una menor basicidad. Dicho aumento del pH en el agua fluvial probablemente se deba al efecto neutralizador que ejerce el carbonato disuelto en el agua de lluvia tras lavar esta el territorio calizo. Ese lavado del territorio explica el notable aumento de conductividad que se da en el agua del río desde las cabeceras. Pese a todo, en el agua de lluvia no se alcanzan niveles de acidez importantes, coincidiendo

con lo que certifican otros estudios de precipitación en zonas mediterráneas (Rodà *et al.*, 1993; Hontoria *et al.*, 2003). Estas precipitaciones muy ácidas sí han sido detectadas en áreas del País Vasco muy influenciadas por actividades industriales, como incineradoras (Casado *et al.*, 1996).

En relación a los nutrientes, el primer dato destacable es la inversión de la relación nitrato:amonio que en este caso es <1 en todos los casos. Esta situación coincide, con los datos obtenidos en la estación EMEP de Logroño. En los distintos estudios consultados, la relación varía entre 0.5 y 1.5 en función de los usos del territorio de las zonas con conexión atmosférica al punto donde se ha recogido la muestra. En las áreas con gran influencia industrial o densidad de vehículos, en el agua de lluvia suele aumentar la concentración de compuestos oxidados del nitrógeno, como el nitrato, mientras que en las áreas con influencia agropecuaria aumenta el amonio (Anderson y Downing, 2006). Por ejemplo, China es un país fundamentalmente agrícola con una tendencia de cambio hacia un modelo mucho más industrializado, por lo que la concentración de nitratos en el agua de lluvia está aumentando mucho debido al aumento del parque automovilístico, mientras que la de amonio permanece estable (Hao *et al.*, 2005). Singh *et al.* (2001), en un estudio realizado en India, encuentran relaciones nitrato:amonio inferiores a 1; son lugares rurales con valores similares a las zonas rurales de Europa, pero muy inferiores a los de las zonas más industrializadas con grandes aportes de compuestos oxidados de nitrógeno a la atmósfera. Hontoria *et al.* 2003 en Madrid y Rimmelin *et al.* (1999) en el sur de Francia detectaron, por el contrario, relaciones superiores a 1. Estas proporciones pueden ser muy variables, pues Holland *et al.* (2005), en un importante estudio en el que trabajan con los datos de todas las estaciones de la red EMEP europeas y con las de la red NADP/NTN estadounidenses, calculan un valor medio de relación nitrato:amonio de aproximadamente 1 para USA y 0.6 para Europa. En los años de este estudio, esta relación media fue 0.92 para el 2002 y 0.85 para el 2003 (EMEP, 2005). Todos estos datos constatan la predominancia de las formas reducidas de nitrógeno frente a las oxidadas, a pesar del gran desarrollo industrial y automovilístico de nuestro continente.

Es lógico plantearse por qué el agua de lluvia lleva una relación nitrato:amonio inferior a 1 mientras que el agua del río tiene una relación mediana de 32. Una vez que el agua de lluvia contacta con el suelo y recorre el territorio ganando o cediendo nutrientes en función de un gran número de factores. Los distintos compuestos nitrogenados pueden

experimentar diversas reacciones químicas, mediadas o no por distintos grupos de seres vivos. El amonio es retenido en el suelo y finalmente es absorbido por las plantas o nitrificado por microorganismos y finalmente lixiviado en forma de nitrato (Rennenberg y Gessler, 1999; Boumans *et al.*, 2004). Pilkinton *et al.* (2005) añaden distintas concentraciones de N en forma de amonio y nitrato en páramos de altitud, en parte parecidos a los de Mesa de Urbasa y Sierra de Lóquiz. Sólo encuentran lixiviación de nitrato a cantidades muy grandes de aplicación (más de $96 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ de nitrógeno) y el amonio aplicado es retenido al 100% en el horizonte mineral. Todo esto explica el notable cambio en las proporciones de ambos compuestos en el agua del río con respecto a la lluvia.

Aunque existe una entrada de fósforo en forma de fosfato por medio de la precipitación, es tan pequeña que se puede considerar despreciable en relación a otras entradas. Pese a todo, aunque en la atmósfera hay ausencia de formas gaseosas, la pequeña concentración detectada puede deberse a la deposición y posterior disolución de P de finas partículas de origen local (Némery *et al.* 2005).

La cantidad de nitrógeno que es aportada por hectárea y evento o episodio varía entre los 5 y los $26 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{evento}^{-1}$ de nitrógeno en forma de nitrato y los 24 y $45 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{evento}^{-1}$ en forma de amonio (Figura 1). Existen dos eventos con valores extremos de deposición, 100 y $260 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{episodio}^{-1}$ respectivamente, que coinciden con la primera lluvia tras la fertilización con nitrato-amónico del trigo de marzo. Este incremento de concentración en ese momento está probablemente relacionado con la emisión de distintos compuestos de nitrógeno provenientes de los fertilizantes. Ha sido ampliamente demostrada la existencia de una emisión de óxido nitroso y nítrico tras la fertilización (Matson *et al.* 1998). Por otro lado, parte del N aplicado es emitido a la atmósfera en forma de amonio/amoniaco en una proporción del 0 al 30% en el caso de la urea y del 0 al 4% en el del nitrato-amónico (Schelesinger y Hartley, 1992).

La máxima entrada de nitrógeno por evento no coincide con la máxima concentración detectada. Estos picos de concentración se detectaron en octubre de 2003 (sin un periodo de fertilización cercano). Observando la Tabla 1 se puede comprobar que este máximo se produce en una lluvia de muy poca importancia, ya que cayó tan sólo $1 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2}$. Horas después se produjo un nuevo evento en el que cayeron $10 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2}$ y la concentración tanto de amonio como de nitrato descendió drásticamente. Cuando ocurrió el primer evento, llevaba varios días sin llover, por lo que esa pequeña cantidad

de agua arrastró una gran cantidad de nitrógeno acumulado en la atmósfera. Esto coincide con los resultados de Lin y Saxena (1991), que encuentran un gran aumento de la concentración de compuestos de nitrógeno en las lluvias de corta duración, así como una paulatina disminución y estabilización conforme va aumentando el volumen de agua caído. Garban *et al.* (2004) realizan una formalización matemática de esta relación que se repite de forma similar en las distintas estaciones estudiadas (Fig. 2).

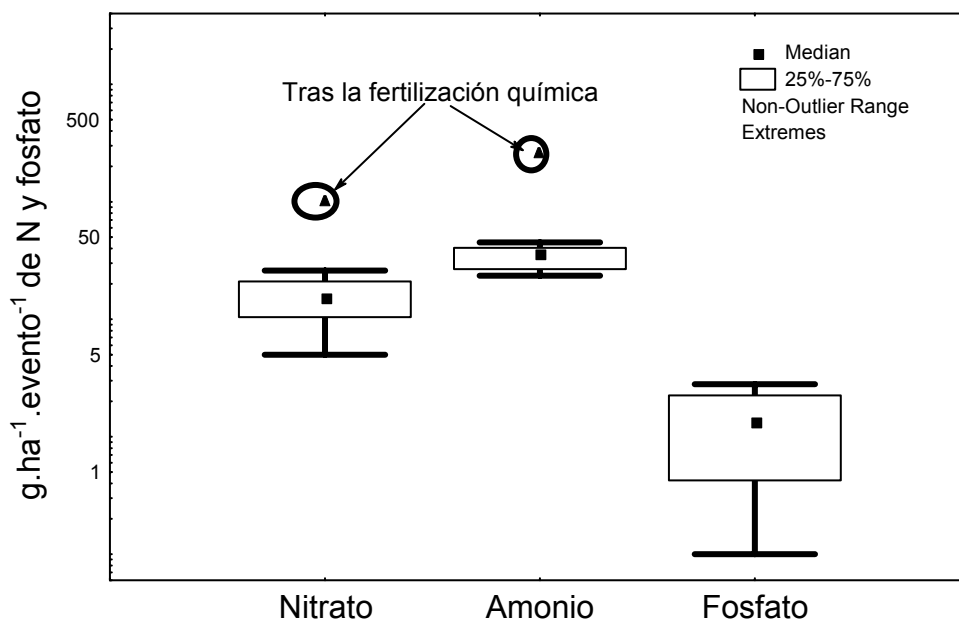


Figura 1. Entrada en la cuenca del Galbarra de N y de fosfato por hectárea y evento.

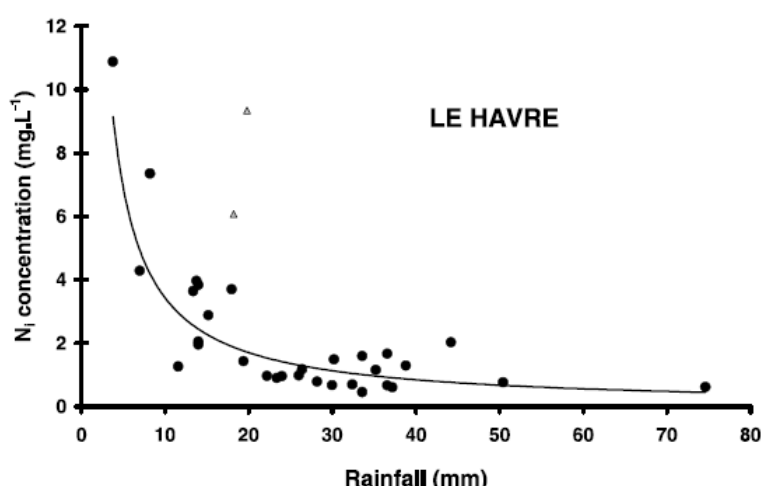


Figura 2. Relación entre el volumen de agua caído por evento y la concentración de DIN. Extraído de Garban *et al.* (2004)

Es evidente que en este estudio no se dispone de los datos suficientes como para poder atestiguar una relación así; sin embargo, si se observa la figura realizada con los datos de Gabarra, se intuye un comportamiento similar (Fig. 3).

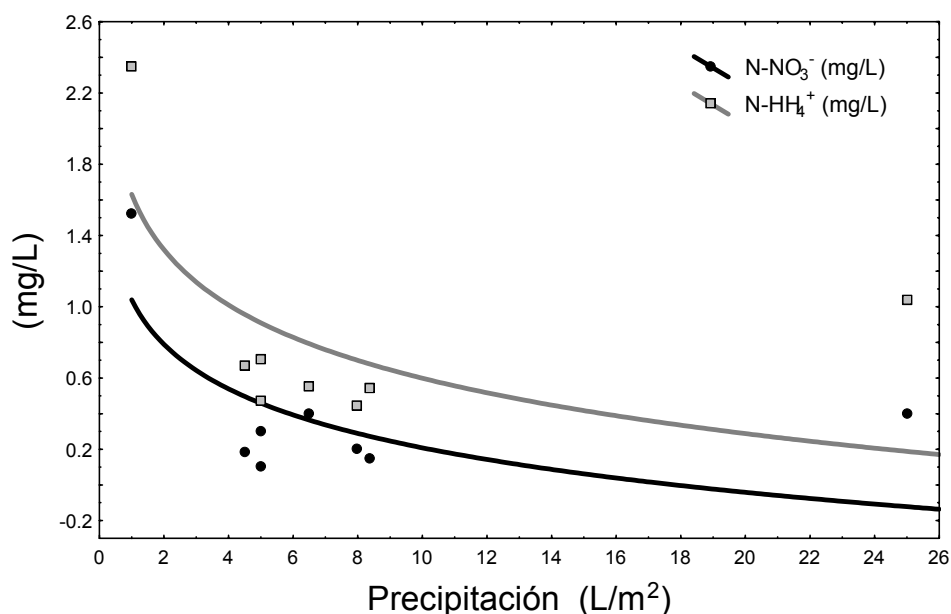


Figura 3. Relación entre el volumen de lluvia por evento y la concentración de nitrato y amonio en la cuenca del Galbarra.

Sin embargo, en la figura se observa que en el evento mayor (25 L/m²) ocurrido tras la fertilización, la concentración de amonio es la más alta (1.04 mg/L de N-NH₄⁺) después de la del extremo registrado en octubre. Esto implica la entrada de una gran cantidad de nitrógeno por hectárea en la cuenca del Galbarra durante ese evento.

4.2.3 Estimación de la cantidad de nitrógeno que entra por hectárea y año en la cuenca del Galbarra

Como se indicó al principio, realizar una estima razonablemente fiable del nitrógeno que entra en la cuenca a través de la atmósfera puede ser una tarea complicada por los siguientes motivos: 1. se dispone de los datos de tan sólo ocho eventos; 2. no se dispone de los datos de deposición seca; 3. no se dispone de los datos de deposición de nitrógeno orgánico disuelto (DON); 4. aún conociendo estos valores, todavía es más difícil estimar qué cantidad del nitrógeno depositado proviene de fuera de la cuenca y cuál ha sido volatilizado hacia la atmósfera desde el mismo territorio, proveniente de las diversas actividades ahí realizadas.

El primer paso es estudiar los datos obtenidos en la estación EMEP de Logroño. Los usos de la zona de la estación son principalmente agropecuarios (72%) y forestales

(20%). La estación ha recogido datos diarios de precipitación, pH, conductividad, concentración de nitrato y amonio en el agua de lluvia desde el año 1988 hasta el 2000, año en el que se cerró. Por este motivo no se dispone de datos paralelos al estudio de Galbarra. El Ministerio de Medio Ambiente proporcionó los datos diarios de todo el periodo. Los descriptores muestran gran semejanza entre nuestros datos y los de la estación de Logroño (Tabla 2).

Tabla 2. Estadística descriptiva de los datos diarios de composición de la lluvia recogidos en la estación EMEP de Logroño (1988-2000).

	pH	CE	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ :N-NH ₄ ⁺	N-NH ₄ ⁺ (g.ha ⁻¹ .evento ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (g.ha ⁻¹ .evento ⁻¹)	DIN (g.ha ⁻¹ .evento ⁻¹)
N	930	918	890	848	840	884	884	884
Mín	2.67	0.24	0.01	0.01	0.03	0.0	0.1	0.6
Max	9.92	1330	7.34	14.48	33.0	665.7	241.1	745.6
Media	6.51	37.77	0.69	1.09	1.02	44.7	24.8	69.6
Mediana	6.58	26.40	0.47	0.82	0.59	28.9	17.2	47.3
90%	7.09	69.90	1.40	2.15	1.46	101.6	51.8	149.0
CV	0.09	1.51	1.13	1.06	2.37	1.3	1.0	1.1

Tanto en Galbarra como en esta estación, la media es mayor que la mediana para la concentración de nitrato y amonio; esto indica la existencia de un importante sesgo positivo (que fue comprobado mediante en una inspección visual de los histogramas), lo que quiere decir que existe un gran número de observaciones con concentraciones bajas similares y luego la distribución se extiende mucho en su extremo derecho pero con muchas menos observaciones. Los datos de Galbarra presentan concentraciones que son aproximadamente 1/3 inferiores. Esto puede deberse a la existencia de una mayor superficie de cultivos en la zona de la estación EMEP y a la proximidad de la ciudad de Logroño. Esta influencia urbana e industrial puede estar relacionada con la existencia de varios casos en los que la relación nitrato:amonio supera el valor de 1. Por otra parte, la relación entre la concentración de nitrato o amonio y la precipitación detectada por Garban *et al.* (2004), e intuida en Galbarra, se manifiesta claramente en la estación de Logroño (Fig. 4).

Aunque se dispone de los datos diarios, algunos de ellos, generalmente en torno al 10%, faltan o no se han podido medir por algún motivo; por esta razón, para calcular la cantidad de nitrógeno depositado por hectárea, se considera mejor trabajar con la concentración anual media y multiplicarla por lo llovido ese año. Otra opción es calcular lo que ha entrado por evento, estimar el porcentaje de datos perdidos y

añadirles una cantidad proporcional. Se ha probado también con esta opción y se comprueba que los resultados son muy similares. Los resultados muestran un rango de variación de 3.5 a 6.3 kg.ha⁻¹.año⁻¹ de DIN (5 kg de mediana). Es lógico pensar que los años más lluviosos tengan una mayor deposición. Esto es así en algunas ocasiones (Fig. 5), sin embargo en otras no es así y no es significativa la correlación entre ambas variables. Esto indica que también influirán decisivamente en la variabilidad interanual distintos factores como con los usos y el estado del territorio ese año.

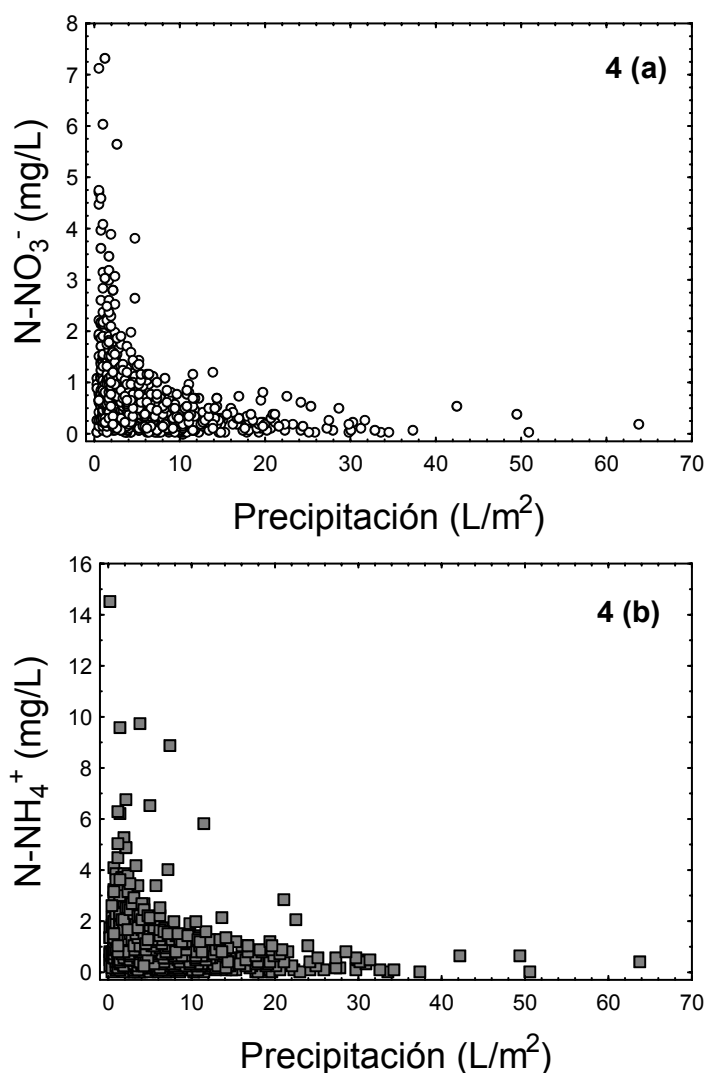


Figura 4. Diagrama de dispersión que relaciona la concentración de nitrato y amonio (a y b, respectivamente) y el volumen de precipitación caído por evento medidos en la estación de EMEP de Logroño ($n = 890$ y $n = 848$, respectivamente).

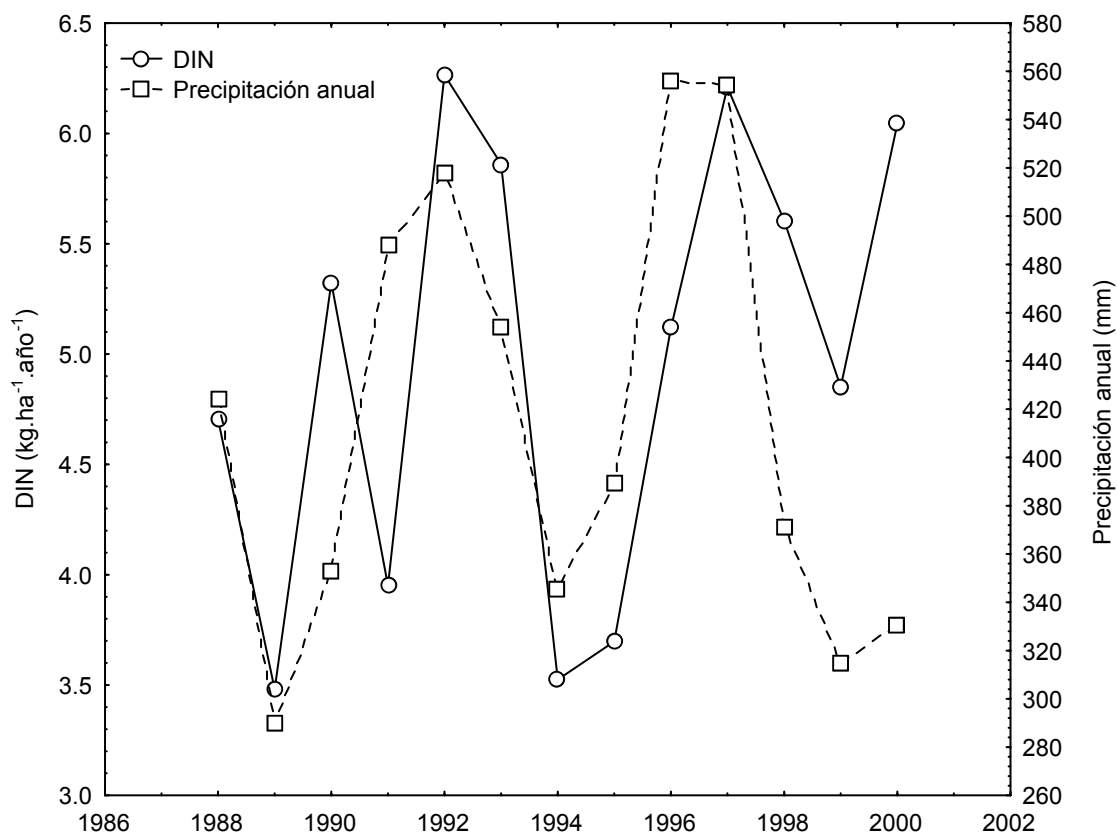


Figura 5. Evolución de la entrada de nitrógeno en deposición húmeda por hectárea y año en la estación EMEP de Logroño.

En Galbarra llueve prácticamente el doble que en Logroño. El dato de Galbarra correspondiente a la primera lluvia de octubre de 2003 puede estar desplazando en extremo la media hacia valores más altos, lo que producirá un incremento erróneo del balance total. Además corresponde a una lluvia escasa de sólo 1 L/m², lo que supone un aporte mínimo de nitrógeno. Por este motivo se considera prudente trabajar en este caso con la mediana. De este modo se estima una deposición húmeda de nitrógeno en un año *tipo* con 888 L/m² en 7.6 kg.ha⁻¹.año⁻¹ de nitrógeno. Es un valor ligeramente superior al de Logroño. Si se considera esa media anual como válida, la variación estaría entre los 4 y los 10 kg.ha⁻¹.año⁻¹ de nitrógeno en función de la precipitación. Este rango tiene también ciertas incertidumbres ya que se ha visto que la deposición húmeda no depende sólo de la precipitación anual. Asumiendo este rango como válido, se obtiene una deposición similar entre la estación de Logroño y la cuenca del Galbarra.

El siguiente paso es estimar la cantidad de nitrógeno que podría estar entrando a la cuenca por deposición seca. Esta estimación puede llegar a ser complicada por la utilización de diferentes tipos de medida en los datos publicados, lo que ha generado una falta de exactitud (Shahin *et al.*, 1999). Estos autores recomiendan la utilización de

filtros de deposición. Dise y Wright (1995) consideran que la deposición *throughfall* (el agua que ha escurrido por la vegetación) es la suma de la deposición seca y la húmeda, ya que en su viaje por hojas y ramas, el agua de lluvia arrastra las moléculas previamente depositadas. En su estudio encuentran una serie de estaciones en las que sólo hay datos de deposición húmeda. Aplican una tasa de corrección (flujo *throughfall*/flujo en precipitación directa) calculada en las estaciones más cercanas con ambos datos. Esta tasa de corrección se mueve entre 1.2 y 2 para el nitrato y entre 1 y 2.5 para el amonio. Esto quiere decir que el rango de incremento que supone la entrada de N en deposición seca puede ir desde prácticamente ninguno hasta algo más del doble del valor original teniendo en cuenta sólo la deposición húmeda. Holland *et al.* (2005) también valoran las incertidumbres que existen en esta estimación. En su caso utilizan una técnica que se basa en relacionar los datos de concentración de partículas de nitrógeno por m³ de aire con las tasas de deposición de cada compuesto. Sus cálculos estiman que la deposición seca puede suponer entre un 0.35 y un 0.77 con respecto a la húmeda. O sea, en este cálculo no se llegaría al doble en ningún caso. Estos rangos de variación se ajustan a los obtenidos por otros autores en sus estudios de deposición seca y húmeda. Gromov *et al.* (2001) calculan un 50% de las entradas de N en forma de N seco en un amplio estudio realizado en Rusia. Rodá y Rodrigo (2002) en Cataluña calculan una deposición de 6-10 kg.ha⁻¹.año⁻¹ de nitrógeno en la lluvia y de 15-22 kg.ha⁻¹.año⁻¹ cuando le añaden el peso seco. Esto también se ajusta con Sanz *et al.* (2002) en Valencia, ya que obtienen un porcentaje de deposición seca del 40% sobre el total (en una estación llegó al 75%). Tomando el valor medio de 7.6 kg.ha⁻¹.año⁻¹ de nitrógeno en Galbarra y estimando una deposición seca de entre el 50% y el 110% sobre la húmeda, supone una entrada total en deposición de entre 11.4 y 16 kg.ha⁻¹.año⁻¹ de nitrógeno. Ampliando el rango a los posibles valores extremos, calculados en función de la precipitación de ese año, el rango será de entre 8 y 21 kg.ha⁻¹.año⁻¹ de deposición de nitrógeno húmeda y seca según el año. Estas estimas se ajustan a las detectadas en otros estudios en la cuenca del Ebro. Bernal *et al.* (2005) estiman un rango de deposición húmeda de entre 1.6 a 18 kg.ha⁻¹.año⁻¹ en una cuenca mediterránea forestal situada en Cataluña. Holland *et al.* (2005) realizan una estima partiendo de los datos de campo y de sus modelos de entre 10 y 20 kg.ha⁻¹.año⁻¹ en la zona de Galbarra.

El siguiente problema reside en la ausencia de datos de nitrógeno orgánico disuelto en el agua de lluvia (DON). Esto no es un problema a la hora de comparar y situar la cuenca en un contexto de deposición, ya que es un dato que no se tiene en cuenta en casi ningún estudio; por ese motivo, se trabajará con las estima de deposición húmeda y seca de nitrógeno inorgánico. Como referencia, se ha encontrado un estudio (Whitall *et al.*, 2003) en el que sí que valora la entrada de DON en deposición húmeda en una cuenca de EE.UU. Los resultados muestran que el nitrógeno en forma orgánica puede suponer algo más que un tercio del total de nitrógeno de la deposición húmeda.

La última incertidumbre, y probablemente la más difícil de resolver, se encuentra en valorar qué proporción de ese nitrógeno tiene realmente una procedencia externa a la cuenca. Aquí es necesario ser muy cautos formulando la pregunta que realmente se quiere responder. A una escala mayor, Holland *et al.* (2005) estiman que en Europa del Oeste entra más N del que generan sus actividades, por lo que tiene que estar siendo importado de otros países. Klein *et al.* (2005), partiendo de los datos EMEP, estiman que, en la cuadrícula en la que se encontraría Galbarra, entre el 60-70% del N depositado en nuestra región en forma de nitrato es generado en la zona y que un 20-30% viene de fuera. Para el amonio la relación es de 70% para el local y de 30% el importado.

En la escala de una pequeña cuenca como la del Galbarra, se comprueba que existen muchos ciclos que se cierran dentro de la propia cuenca. Por ejemplo, en febrero un agricultor fertiliza su trigo con varios kilos de urea por hectárea comprados en una cooperativa externa a la cuenca. Es obvio que eso supone una entrada nueva de nitrógeno a la cuenca. Un porcentaje de ese nitrógeno, que puede llegar al 30%, se volatiliza en muy poco tiempo. Si en ese momento llueve, ese nitrógeno será depositado de nuevo, en forma de amoníaco/amonio, sobre la cuenca. Si se deposita sobre los cultivos puede ser asimilado por las plantas cultivadas. A los pocos meses, los rastrojos o los cultivos forrajeros servirán de comida al ganado y ese nitrógeno será asimilado por los animales. Parte del nitrógeno del estiércol de esos animales se volatilizará de nuevo, con la posibilidad de que se deposite otra vez sobre la cuenca. Con este ejemplo se observa cómo una parte de una entrada de nitrógeno externa a la cuenca (urea comercial) puede ser contabilizada como nitrógeno externo hasta tres veces si se considera que todo el nitrógeno depositado por vía atmosférica entra por primera vez a la cuenca.

Hao *et al.* (2005) estiman que las actividades ganaderas locales añaden mucho amonio a los cultivos locales ($4\text{-}25 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$; media de $22 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$) a través de la volatilización y posterior deposición. Esta proporción dependerá de muchos factores, como la intensidad ganadera y el clima. Es cierto que estudian zonas con un gran impacto de la industria ganadera intensificada, pero demuestra que la cantidad de nitrógeno depositado procedente de otras actividades de la cuenca puede ser altísima. La volatilización y posterior deposición dependerá de factores como las labores de manejo o las condiciones climáticas (Webb *et al.*, 2004), de la superficie dedicada a actividades generadoras de nitrógeno, o de la distancia al foco y la densidad de vegetación en los alrededores (Verhagen y van Diggelen, 2006). Scudlark *et al.* (2005), en un artículo muy interesante, encuentran una alta relación entre la deposición de amonio y la ganadería de aves de corral. El nitrato, sin embargo, no varía significativamente. Concluyen que el hecho de no valorar el nitrógeno recirculado de estos paisajes puede suponer una sobrevaloración de la magnitud de las entradas atmosféricas.

Se comprueba que la cantidad de nitrógeno volatilizado y depositado de nuevo en la propia cuenca depende de tal cantidad de factores que resulta muy difícil de estimar. En el caso de los fertilizantes se puede volatilizar entre un 0% y un 30% del nitrógeno aplicado en función del tipo de fertilizante, y la deposición del mismo se produciría en periodos próximos a la aplicación (Anderson & Downing, 2006). La parte de esos fertilizantes que pasa a la ganadería local y es de nuevo volatilizada resulta prácticamente imposible de estimar. Pese a todo, los cultivos de Galbarra son exportados fuera de la cuenca en gran medida y sólo una pequeña parte es aprovechada por algunas cabezas de ganado locales. Esto hace suponer que la proporción no debe ser muy alta.

Finalmente, se puede afirmar, con todos los márgenes de error explicados en esta sección, que en Galbarra se produce una entrada atmosférica (húmeda + seca) en un rango de $8 \text{ a } 21 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ de nitrógeno. Esta estima no tiene en cuenta la deposición de nitrógeno orgánico. Este rango permite situar la cuenca dentro del margen intermedio (de $10 \text{ a } 25 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ de nitrógeno) propuesto por Dise y Wright (1995) para cuencas forestales. En este intervalo, algunas cuencas comenzaban a exportar nitrógeno inorgánico y otras no (Fig. 6), pero superando los $25 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ todas las cuencas exportaban significativamente. Estos datos se corresponden con los de Bowman *et al.* (2006), según los cuales la lixiviación de nitrato en cuencas forestales sólo se produce a

partir de los 20 kg.ha⁻¹.año⁻¹. De este modo la cuenca de Galbarra, en función de los años, se encuentra en el límite a partir del cual el N depositado empieza a ser exportado hacia los ríos.

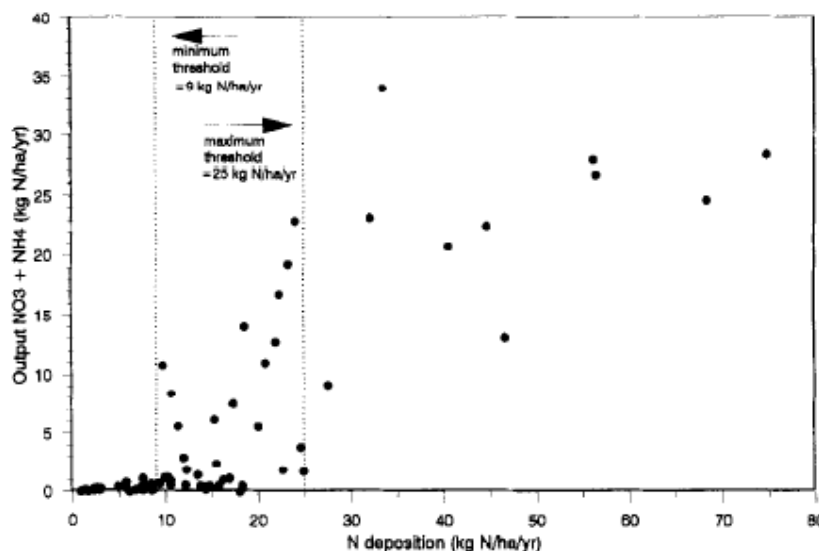


Figura 6. Exportación de DIN en función de la deposición de nitrógeno (Dise y Wright, 1995).

No sólo el factor *entrada atmosférica de nitrógeno* influye en la exportación del N depositado en la cuenca, ya que existen otros factores como el pH, la relación C/N (Dise *et al.*, 1998; MacDonald *et al.*, 2002) o la composición de especies o la historia de la cuenca (Lovett *et al.* 2000) que hacen variar la exportación de nitrógeno independientemente de la deposición. Este fenómeno será mucho mayor aún en cuencas alteradas y no exclusivamente forestales, como la del Galbarra, por lo que el comportamiento del nitrógeno depositado dependerá probablemente de la época del año, el estado de los cultivos, la vegetación de ribera o la saturación de nitrógeno en el cultivo debido a la fertilización.

4.3 Flujos de nutrientes superficiales y subsuperficiales en un cultivo de trigo típico en la cuenca

4.3.1 Material y métodos

Se seleccionó un campo de cereal en rotación típico en la zona (ver descripción en área de estudio). En el periodo de estudio, el campo se sembró con semillas de trigo de la variedad *r2*. El tratamiento de fertilizantes fue el habitual, aplicación de fertilizante NPK en noviembre y nitrato amónico en marzo. La fertilización de urea de febrero se eliminó este año debido a que el encharcamiento del suelo producido por las fuertes lluvias de febrero impidió el movimiento de la maquinaria. Por tanto, la fertilización de marzo fue más intensa. Esto supone una entrada de unos 160 kg/ha de N concentrados en gran medida en la última fertilización y 24 kg/ha de P concentrados totalmente en noviembre-diciembre (Ver Capítulo 2). Hay que tener en cuenta que es un campo abonado con estiércol en años anteriores por lo que dispone de una reserva de N y P adicional. Se escogió una zona con una pendiente del 12.5% (media en la zona) medida con una barra con nivel construida a partir de Gómez *et al.* (1975). El área de recogida de muestras (UTM x: 561.831; y: 4.729.885) se sitúa en la cuenca del tributario T-6 a 33 m del nacimiento de un pequeño afluente del T-6 y a 90 metros de la cima de una pequeña colina (Fig. 7). El cultivo se extiende hasta esta cima con una pendiente creciente. Además, se recogieron varias muestras de suelo superficial y a 15 cm de profundidad para valorar la textura. Para dicho análisis se empleó el método de Bouyoucos simplificado (Cobertera, 1993). Los resultados obtenidos sitúan todas las muestras dentro de la familia *Franco fina* y su clase en el límite entre la clase *Franca* y la *Franco-Arcillo –Arenosa*.

Para recoger muestras de agua de escorrentía superficial y de agua de infiltración, se instalaron un conjunto de parcelas de escorrentía y cápsulas porosas de succión, respectivamente. El periodo de recogida de muestras se concentró en la etapa que va desde la primera fertilización hasta el estiaje (nov-02 a jun-03), no pudiéndose alargar más, ya que era necesario cosechar con maquinaria. La recogida de muestras fue simultánea a la toma de muestras fluviales.

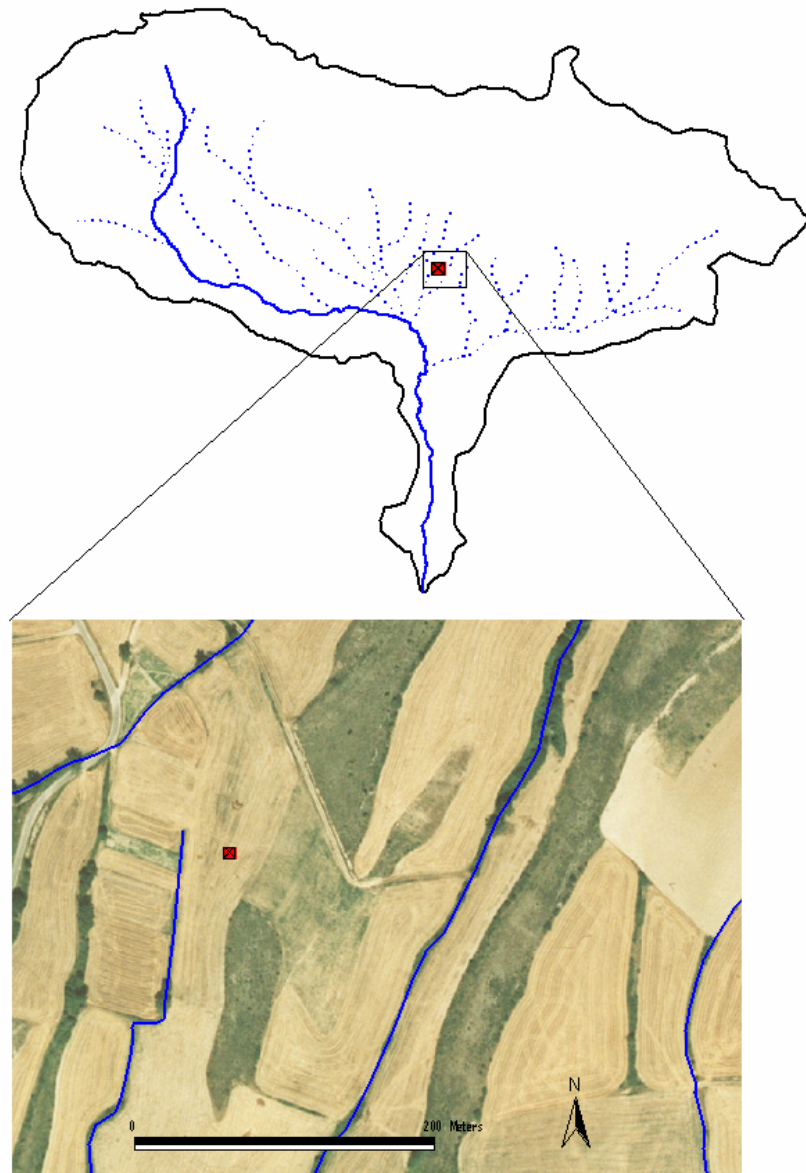


Figura 7. Situación del área de instalación de las parcelas y cápsulas de succión (cuadrado rojo).

Pare recoger las muestras de **agua de escorrentía**, existen distintos métodos. Las parcelas cerradas son las más ampliamente utilizadas en todo el mundo (López-Bermúdez, 2003). En ocasiones se utilizan colectores abiertos o colectores Gerlach (1967) a distintas alturas de una ladera. Los primeros presentan la ventaja de permitir asociar el agua y sedimento recogidos a una superficie determinada, lo que es muy difícil en el segundo caso. La desventaja reside en que en un espacio tan reducido no se llegan a producir totalmente fenómenos de erosión en regueros y cárcavas, que sí podrían producirse en una ladera completa. Por este motivo, los resultados obtenidos no suponen una representación exacta de lo que ocurriría en ese metro cuadrado si estuviese abierto. Su construcción se basó en el diseño de las parcelas empleadas por

Bienes *et al.* (2003) y Marqués *et al.* (2005). Se instalaron 4 parcelas contiguas de 0.5 x 2 m (1 m²) que fueron limitadas con planchas de chapa galvanizada (Fig. 8). En la parte inferior de la pendiente se situó un colector Gerlach (consiste en un canalón conectado por una pequeña plancha de chapa galvanizada a la parcela; el canalón está tapado en la parte superior para evitar la entrada de lluvia directa), en el fondo del canalón se sitúa un desagüe que conecta mediante una manguera con un depósito de 25 litros. Estos depósitos de material opaco son enterrados en el suelo. Dependiendo del tipo de suelo y tamaño de la parcela, y de si esta está cerrada o no, se puede encontrar una gran variabilidad entre los resultados de las repeticiones realizadas (Luk y Morgan 1981; Roels y Jonker 1985). Morgan (1997) recomienda un mínimo de 3 repeticiones por tratamiento en experimentos con parcelas cerradas. En este caso, en el tratamiento podría considerarse el periodo del año. Se ha considerado adecuada la toma de cuatro réplicas por periodo.



Figura 8. Parcelas de escorrentía instaladas en el cultivo.

Existen distintos métodos que permiten recoger una muestra representativa del **agua de la solución del suelo**. Los más habituales son los lisímetros y las cápsulas, conocidas también como sondas porosas de succión o *ceramic cups* (Porta *et al.*, 2003). En la medida más específica de lixiviación de nitratos (flujos subsuperficiales), también se utilizan técnicas de muestreo directo del suelo o se colocan bandejas subterráneas

(Gouldin y Webster, 1992). Los lisímetros son complejas instalaciones que aíslan un volumen determinado de suelo y permiten recoger posteriormente el agua que drena. Su instalación es complicada y requiere de una costosa infraestructura, como se puede comprobar en el reportaje fotográfico presentado por Cameron *et al.* (1992). La ventaja que presentan es que permiten valorar con exactitud el volumen de drenaje. Aunque en casos de suelos muy agrietados las cápsulas de succión puede generar problemas (Williams y Lord, 1997), en general son adecuadas para recoger muestras de solución de suelo (Grobler *et al.*, 2003). Si los recursos económicos son limitados, las cápsulas de succión son un método aceptable (Gouldin y Webster, 1992).

En este estudio, se instaló una batería de cápsulas de succión (SPS 200, SDEC France). Los muestreadores (llamados erróneamente lisímetros por la empresa que los fabrica) consisten en un tubo de PVC de diversa longitud, con una cápsula de cerámica porosa en el extremo inferior y un tapón de caucho en el superior. Con una barrena se realiza un agujero hasta la profundidad deseada, introduciéndose el tubo en el agujero. Con una bomba de vacío se extrae el aire del interior hasta dejarlo con una presión de 70 a 75 cbar (Fig. 9).

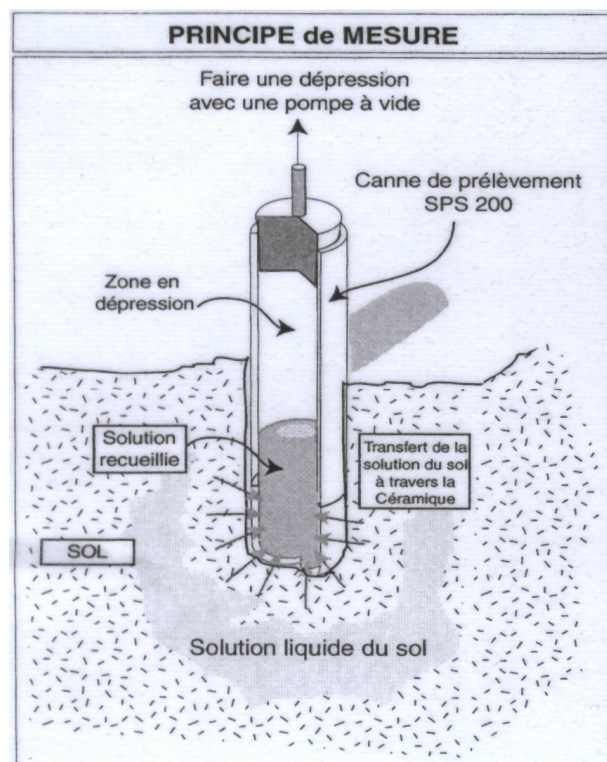


Figura 9. Estructura y funcionamiento de una cápsula de succión

Gracias a la presión, el agua penetra a través de la cápsula al interior del tubo y puede ser recogida con un matraz de Erlenmeyer, una cánicula y una bomba de vacío sin desmontar la instalación. Se programó la instalación de 12 cápsulas de succión a 3 profundidades distintas (40 cm, 65 cm y 110 cm) dispuestos en W. Por tener algunos problemas con algunos tubos, finalmente la instalación se redujo a 10 dispuestos en W (Fig. 10). Las muestras se recogieron con la misma periodicidad que en el caso de las parcelas. En diciembre de 2002 se comenzó con la instalación y se recogieron varias muestras directamente el utilizando las cápsulas de succión (extrayendo y desechando el agua obtenida en las primeras succiones). La situación extremadamente húmeda del terreno dificultó mucho la instalación programada inicialmente, provocando que la recogida de muestras, perforación del terreno e instalación definitiva no fuese posible hasta marzo de 2003. En el resto de ocasiones, las muestras de agua se recogieron instantáneamente con las cápsulas de succión.

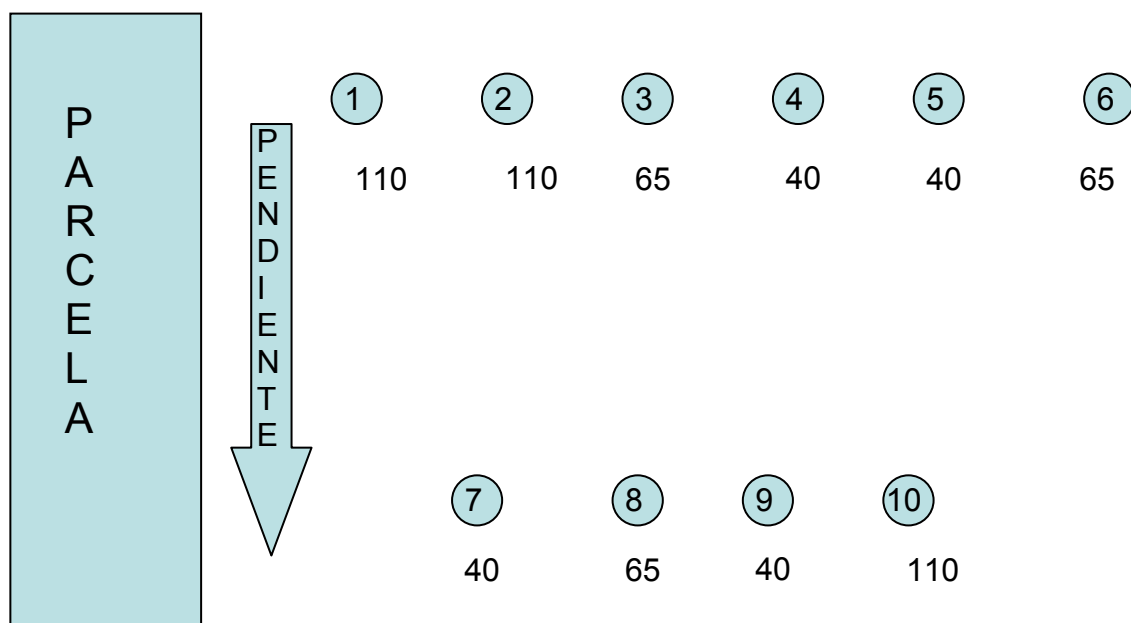


Figura 10. Situación definitiva de las cápsulas de succión. (Profundidades de las cápsulas de succión: 40, 65 y 110 cm).

Las muestras recogidas, tanto superficiales como subsuperficiales, recibieron el tratamiento analítico habitual (pH, conductividad, nitratos, amonio, fosfatos y sólidos en suspensión). También se midió el volumen de agua recogido, el peso seco de los sedimentos atrapados en el canalón (en el caso de las parcelas), el estado del trigo (número de plántulas por metro cuadrado y longitud de las mismas) y el volumen de lluvia entre recogida. La erosión (toneladas de sedimento/ha) se ha valorado sumando el peso seco sedimento depositado en el canalón y el flujo de sedimentos en escorrentía.

4.3.2 Resultados

Debido a la existencia de problemas técnicos de distinta consideración, se obtuvo un menor número de muestras del proyectado en el diseño, además en los meses de invierno, los bidones de las parcelas de escorrentía alcanzaron el máximo de su capacidad. Así, se puede deducir un mínimo de 25 litros, lo que supondrá un volumen de escorrentía $\geq 25 \text{ L/m}^2$. En total se obtuvieron 18 muestras de agua de escorrentía superficial (Tabla 3) y 28 de agua intersticial recogidas a diversas profundidades (Tabla 4).

Tabla 3. Relación de muestras de escorrentía obtenidas en las parcelas.

	Lluvia acumulada (L/m ²)	Vol P1 (L)	Vol P2 (L)	Vol P3 (L)	Vol P4 (L)
17-nov-02	Instalación	Instalación	Instalación	Instalación	Instalación
14-dic-02	260.7	25	25	25	25
18-ene-03	101.8	25	25		
28-feb-03	406	25	25		
31-mar-03	63.5	4	3	5	4
10-may-03	146	2.5	1	1	2.5
30-jun-03	38	250	100		

Tabla 4. Relación de muestras subsuperficiales obtenidas con las sondas de succión. 40, 65 y 110 corresponde a la profundidad de instalación de las sondas.

Fecha	Total muestras	40	65	110
15-dic-02	3	1	1	1
19-ene-03	6	0	0	6
02-mar-03	3	1	1	1
31-mar-03	9	4	3	2
10-may-03	4	0	3	1
30-jun-03	3	0	0	3
Total	28	6	8	14

El cultivo de trigo siguió un régimen de crecimiento totalmente normal (Tabla 5) para esa latitud y clima a excepción de junio, periodo en el que, debido al calor, se agostaron las espigas y se perdió cierto volumen de cosecha que fue compensado por el excelente periodo hidrológico de invierno.

Tabla 5. Estado de las plantas de trigo en las parcelas a lo largo del periodo de estudio

	Longitud media plántulas	Nº aprox. de plant/m ²	Otros
17-nov-02	3 cm	25	
14-dic-02	5 cm	50	
18-ene-03	8-10 cm	100	10 hojitas por planta
28-feb-03	10 cm	150	3-4 hojitas
31-mar-03	15 cm	150	Hojas más anchas
10-may-03	45 cm	150	Ancho de hoja grande = 1.5 cm
30-jun-03	110 cm	150	Espigas

Concentraciones

Los datos de **escorrentía superficial** muestran una conductividad, pH y concentraciones variables tanto entre periodos como entre parcelas (Tabla 6). La conductividad es en general superior a la detectada en las aguas fluviales y mucho mayor a la del agua de lluvia. Tras el periodo de fertilización con nitrato amónico de marzo, se detectó el máximo de conductividad (Fig. 11) y un claro mínimo en mayo, periodo sin tratamiento y con el cultivo en la última fase del ahijamiento, previa al espigado. El pH sin embargo es ligeramente inferior o similar al del agua fluvial, pero claramente superior al del agua de lluvia. La concentración de nitrato (Fig. 12) presenta un incremento claro en marzo y es relativamente similar entre el resto de los periodos. Los rangos de variación (a excepción de los detectados en marzo) son ligeramente superiores a los del agua de río en general, pareciéndose a los detectados en desembocadura. Así como en diciembre se detecta el máximo de concentración en el agua de río, en el agua de escorrentía ese máximo se desplaza a marzo. El amonio detectado es muy superior al encontrado en el río, pero inferior, como mínimo dos veces, al del agua de lluvia. Los máximos se dan en febrero, tras las mayores lluvias, disminuyendo progresivamente en las campañas previas y posteriores (Figura 12). El fosfato no presenta ningún patrón, teniendo unos valores medios superiores a los a los del río en los tramos altos e inferiores, o similares, a los del río en los tramos bajos. Aún así, los valores medios son en general superiores a los detectados en el río durante el periodo de instalación de las parcelas (la concentración media de fosfato sufre un notable descenso en las aguas fluviales tras las lluvias de diciembre). A excepción del periodo de marzo, en el que el nitrato sufre un gran incremento, la relación

nitrato:amonio es siempre inferior a la del río, debido a la mayor presencia de nitrógeno en forma amónica.

Tabla 6. Resultados físico químicos del agua de escorrentía. Los huecos corresponden a datos perdidos o problemáticos. NOTA: Las medias y medianas están calculadas a partir de las medias previas de cada periodo de muestreo

Fecha	V (L)	Parcela	CE (μS/cm)	pH	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (μg/L)	PO ₄ ³⁻ (μg/L)	N-NO ₃ ⁻ :N-NH ₄ ⁺	DIN: PO ₄ ³⁻	SS (g/L)
14-dic-02	25	1	412	7.95	1.4	80	50	17.6	29.7	11.9
14-dic-02	25	2	563	8.2	2.0	120	150	17.0	14.4	13.3
14-dic-02	25	3	605	8.02	2.0	130	125	15.7	17.4	23.0
14-dic-02	25	4	509	7.9	2.0	170	125	12.0	17.7	21.4
18-ene-03	25	1	611	8.29	2.2	190	100	11.4	23.6	6.2
18-ene-03	25	2	545	8.13	3.3	205	140	16.2	25.2	0.8
28-feb-03	25	1	494		1.3	360	158	3.6	10.4	
28-feb-03	25	2	450	7.68	1.9	255	90	7.3	23.4	12.8
31-mar-03	4	1	811	8.29	6.9	145	70	47.9	101.3	3.6
31-mar-03	3	2	564	8.33	6.0	180	160	33.3	38.6	5.3
31-mar-03	5	3	836	7.82	6.5	235	140	27.7	48.1	0.7
31-mar-03	4	4	735	7.97	6.5	200	140	32.5	47.9	4.4
10-may-03	1.0	2	264	8.18	3.3	135		24.1		0.4
10-may-03	2.5	4	305	7.95	1.3	45		28.4		0.6
30-jun-03	0.3	1	Muestra degradada							
30-jun-03	0.1	2	Muestra degradada							
Min.			264	7.68	1.3	45	50	3.6	10.4	0.4
Max.			836	8.33	6.9	360	160	47.9	101.3	23.0
Media			519	8	3	182	121	19	30	8
Mediana			522	8.1	2.3	190.0	121.9	15.6	22.1	3.5
CV			0.31	0.02	0.65	0.45	0.29	0.57	0.75	0.97

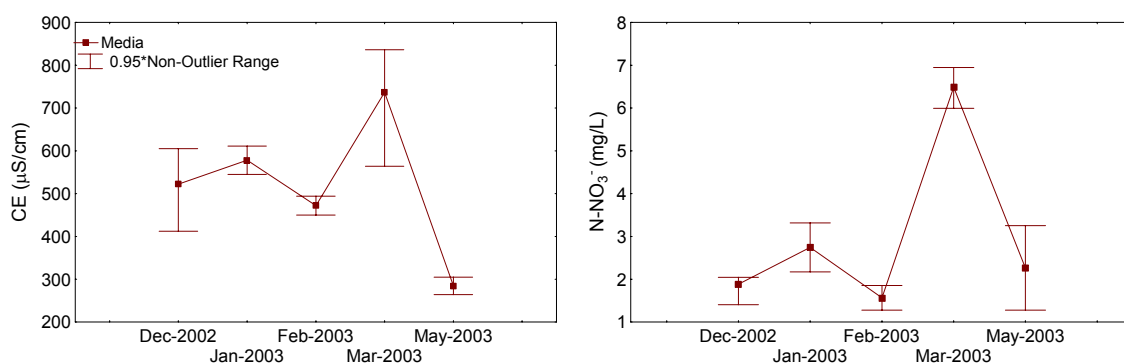


Figura 11. Variación de la CE y la concentración de N-NO₃⁻ en el agua de escorrentía. Las barras verticales indican el intervalo de confianza ($p = 0.95$).

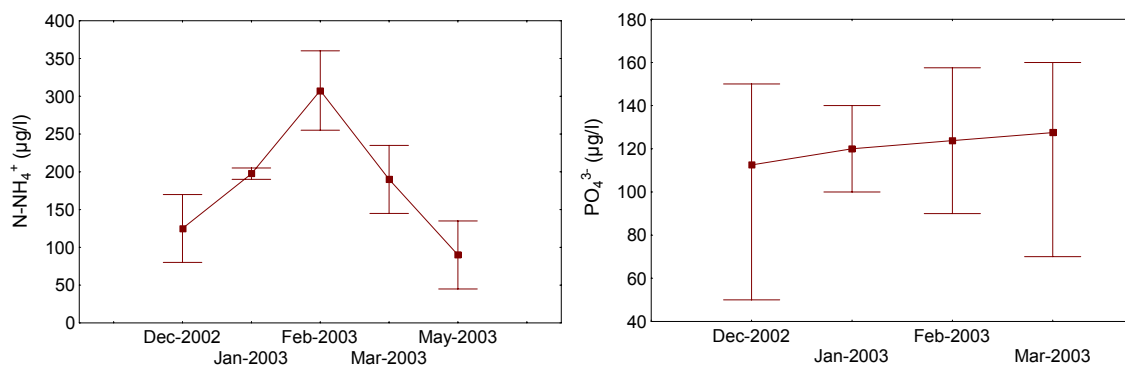


Figura 12. Variación de la concentración de N-NH_4^+ y de PO_4^{3-} en el agua de escorrentía. Las barras verticales indican el intervalo de confianza ($p = 0.95$).

Al analizar el fosfato del agua obtenida en las **sondas de succión**, se obtuvieron importantes interacciones analíticas que obligaron a hacer diluciones hasta evitar esta interferencia analítica; cuando se obtuvieron concentraciones por debajo del límite de detección, partiendo de la dilución realizada, lo máximo que se puede atestiguar es que la concentración real está por debajo de 100 µg/L (Tabla 7). Tanto la conductividad como el pH son ligeramente superiores a los detectados en el río Galbarra. La concentración de nitrato es muy superior a la del agua de lluvia y a la del agua de río, y aunque los valores máximos se detectaron en las sondas superficiales recogidas en marzo (Tablas 7 y 8), se alcanzan valores muy altos ($> 10 \text{ mg/l}$ de N-NO_3^-) en todos los periodos menos en febrero (aunque la fecha de recogida fue el 2-mar-03 se encuentra dentro del periodo de febrero). Por el contrario, los valores de amonio se encuentran dentro del límite inferior de los detectados en el agua del río y por supuesto, muy inferiores a los del agua de lluvia. Estos resultados implican que la relación nitrato:amonio media sea la máxima detectada hasta ahora en las aguas estudiadas. En relación al fósforo, lo máximo que se puede decir es que se encuentra por lo general en rangos inferiores a los 100 µg/L.

Tabla 7. Resultados de la analítica de las muestras de agua subsuperficial. + quiere decir que la concentración de amonio es 0 por lo que no se pudo dividir. Profundidades: 40, 60 y 110 cm. NOTA: Los estadísticos finales están hechos a partir de las medias parciales de cada repetición.

Fecha	Profundidad (cm)	V (ml)	CE	pH	N- NO3 (mg/L)	N- NH4+ (µg/L)	PO4 (µg/L)	N-NO3:N-NH4
15-dic-02	40	250	527	8.41	4	60	<100	66.7
15-dic-02	65	250	436	8.42	7	0	<100	
15-dic-02	110	250	407	8.41	14	130	<100	107.7
19-ene-03	110	150	381	8.12	13	140	<100	92.9
19-ene-03	110	300	482	8.32	15	50	<100	300.0
19-ene-03	110	30	393		8	0		+
19-ene-03	110	350	415	8.25	14	10	<100	1400.0
19-ene-03	110	50	499		18	0		+
19-ene-03	110	100	359		6	0		+
02-mar-03	40	250	459	8.38	4	60	<100	66.7
02-mar-03	65	100	363	8.44	1	0	<100	+
02-mar-03	110	250	475	8.42	6	20	<100	300.0
31-mar-03	40	150	524	8.48	27	50	<100	540.0
31-mar-03	40	200	596	8.36	19	60	<100	316.7
31-mar-03	40	250	602	8.38	16	130	200	123.1
31-mar-03	40	150	651	8.5	22	80	<100	275.0
31-mar-03	65	150	507	8.3	8	90	<100	88.9
31-mar-03	65	200	695	8.3	19	80	<100	237.5
31-mar-03	110	500	558	8.5	8	30	<100	266.7
31-mar-03	110	500	607	8.3	8	80	<100	100.0
31-mar-03	110	200	726	8.28	18	50	<100	360.0
10-may-03	65	300	590	8.21	11	20	<100	550.0
10-may-03	65	350	704	8.33	19	70	<100	271.4
10-may-03	65	50	361		8	0		+
10-may-03	110	50	380		13	0		+
30-jun-03	110	500	703	8.32	9	20	<100	450.0
30-jun-03	110	500	754	8.34	9	30	100	300.0
30-jun-03	110	500	783	8.33	11	30	100	366.7
Min			359	8.12	1	0	<100	66.7
Max			783	8.5	27	140	200	1400.0
Media			507	8.4	10.0	48		240.1
Mediana			475	8.4	11.3	43		242.2
CV			0.2	0.0	0.7	0.9		1.2

Tabla 8. Síntesis de valores de concentración de $N-NO_3^-$ (mg/L) y $N-NH_4^+$ (μ g/L) valorada del agua de las sondas de succión. Para saber el n consultar Tabla 7. Sm = sin muestra. 40, 65 y 110 corresponden a la profundidad de instalación de las sondas

	$N-NO_3^-$			$N-NH_4^+$		
	40	65	110	40	65	110
15-dic-02	4	7	14	60	0	130
19-ene-03	sm	sm	12	sm	sm	33
02-mar-03	4	1	6	60	0	20
31-mar-03	21	14	11	80	85	53
10-may-03	sm	13	13	sm	30	0
30-jun-03	sm	sm	10	sm	sm	27

Al comparar los datos de la escorrentía con los del agua intersticial, se observa que la situación del nitrato y el amonio se invierte para cada compuesto. El agua intersticial presenta una concentración de nitrato muy superior a la de la escorrentía (Fig. 13a), mientras que la escorrentía presenta una concentración de amonio superior a la del agua intersticial (Fig. 13b).

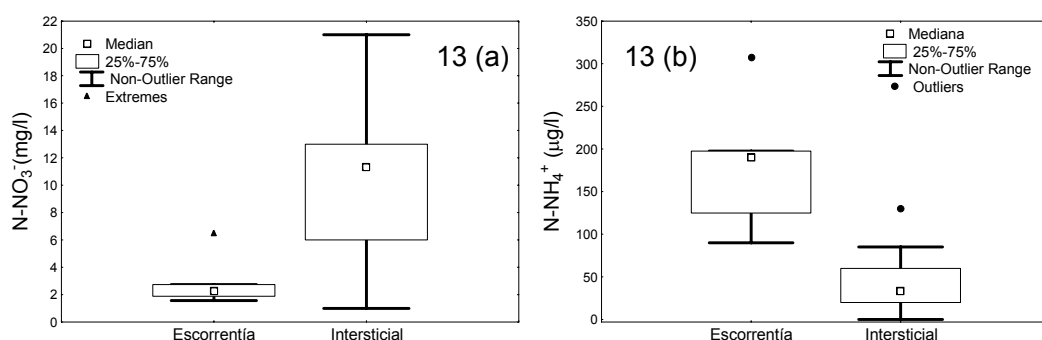


Figura 13. Distribución de los resultados de concentración de nitrato y amonio (a y b, respectivamente) en el agua de escorrentía de las parcelas y en el agua intersticial de las sondas de succión

Flujos

La dificultad a la hora de calcular los flujos radica en el hecho de haber encontrado los bidones de muestra llenos en varias ocasiones, por lo que se pueden calcular cifras fiables de la escorrentía real. Los datos de la Tabla 9 son una estima del flujo de nutrientes por hectárea calculado a partir del volumen de agua recogido en los bidones de las parcelas y de la concentración de cada compuesto en el agua de escorrentía. Para los tres primeros periodos el dato corresponde a un mínimo, ya que la escorrentía puede haber sido mayor. Es muy probable que, finalmente, el mayor flujo se diese en febrero, después en diciembre y finalmente en enero, debido al mayor volumen de precipitación

en esos periodos; aunque no se puede precisar con exactitud ya que otros parámetros, como la intensidad y duración de la tormenta (no medidos), son decisivos en la determinación del volumen de escorrentía (Schwab *et al.*, 1996).

Tabla 9. Flujos medios de nutrientes y de sedimentos por hectárea en el agua de escorrentía. La fecha corresponde al día de recogida de muestra y el periodo comienza en la fecha anterior. Las parcelas se instalaron el 17-11-02.

Fecha	N-NO ₃ ⁻ (g/ha)	N-NH ₄ ⁺ (g/ha)	PO ₄ ³⁻ (g/ha)	Sedimentos (t/ha)
14-dic-02	471	31	28	5.67
18-ene-03	686	49	30	0.94
28-feb-03	392	77	31	3.19
31-mar-03	261	8	5	0.13
10-may-03	32	1		0.11
Total periodo	1842	166	94	10.04

Aunque las muestras de marzo tienen una mayor concentración de nitrato, la disminución del volumen de escorrentía produce unos flujos menores. El amonio presenta mayores flujos en febrero y el fosfato tiene flujos similares en los tres primeros periodos y muy inferiores en marzo. Esto supone la exportación por escorrentía de 1.8 kg/ha de N en forma de nitrato, 0.17 kg/ha de N en forma de amonio y 0.094 kg/ha de fosfato. Suponiendo una escorrentía real del doble de la detectada en los 3 primeros periodos, que ya es supone una escorrentía muy considerable, estarían siendo exportados 3.4, 0.32 y 0.18 kg/ha, respectivamente.

En el tiempo de estudio se obtiene una erosión acumulada de 10 toneladas por hectárea en 6 meses. Este resultado está claramente infraestimado debido al problema de los bidones y a que la parcela se encuentra cerrada, lo que limita la aparición de procesos erosivos mayores (regueros o cárcavas), además de no cuantificarse la erosión eólica. Si la erosión real estuviese entre las 10-50 t.ha⁻¹.año⁻¹, el *nivel de gravedad del riesgo de erosión* de la zona sería clasificado en la categoría 4 (moderado).

Los flujos subsuperficiales son aún más difíciles de estimar ya que se instalaron sondas en lugar de lisímetros y además no se dispone del dato correcto de escorrentía. Aceptando cierto margen de error, se puede hacer una estima. Ramos y Kücke (1999) proponen un método basado en el balance de agua:

$$D = \text{Lluvia} + \text{Riego} - \text{Evapotranspiración} - \Delta H - \text{Escorrentía}$$

Donde D es el volumen de drenaje, ΔH es el incremento de agua del suelo. Para periodos largos, este término es muy pequeño y habitualmente se desprecia. La evapotranspiración suele valorarse de forma indirecta si no se dispone de datos de medición directa. El método de Thornthwaite (1948), aplicado en la cuenca del Galbarra (Capítulo 2), es utilizado comúnmente.

Para calcular el flujo, se toman las concentraciones de las sondas de succión más profundas (110 cm), de las que se han obtenido datos en todos los periodos.

Tabla 10. Estimación de los flujos de nutrientes por drenaje subsuperficial. E = escorrentía; $PPac$ = precipitación acumulada; Epp = evapotranspiración potencial y D = drenaje.

	L/m ²				kg/ha	
	E	$PPac$	Epp	D	$N-NO_3^-$	$N-NH_4^+$
15-dic-02	25	261	18	218	30.5	0.28
19-ene-03	25	102	15	62	7.6	0.02
02-mar-03	25	406	19	362	21.7	0.07
31-mar-03	4	64	37	23	2.6	0.01
10-may-03	1.8	146	45	99	12.9	0
30-jun-03	0.4	38	65	-27	-	-

En la Tabla 10 se muestra esta estimación de los flujos subsuperficiales de nutrientes por cada hectárea de cultivo. Esto supone una exportación por drenaje de 75.2 kg/ha de N en forma de nitrato y 0.39 kg/ha de N en forma de amonio entre diciembre de 2002 y junio de 2003. Hay que tener en cuenta que la escorrentía de los tres primeros periodos es la mínima posible. Pese a todo, las lluvias son tan abundantes que un aumento moderado de la escorrentía real no supondría una gran disminución del drenaje final. Por ejemplo, si la escorrentía real fuese el doble en los 3 primeros periodos, la exportación de N en forma de nitrato sería de 67.2 kg/ha y la de amonio de 0.34 kg/ha de N. Como se puede comprobar, el flujo de amonio es prácticamente despreciable en todos los casos. El flujo de nitrato sí puede llegar a ser considerable, con un máximo en diciembre, coincidiendo con el periodo de máximas concentraciones en el agua de río, y otro en febrero, periodo con concentraciones menores pero con fuertes lluvias. En marzo, pese a la fertilización reciente, los flujos por drenaje son menores. En junio, debido a la gran aridez, la fórmula produce unos resultados negativos que se puede interpretar como una ausencia de flujo por drenaje.

4.3.3 *Discusión*

La revisión de la literatura muestra la existencia de una gran variabilidad en las tasas de exportación de nutrientes debida a las diferentes condiciones del suelo, al clima o a la cantidad de fertilizante aplicada. Los resultados obtenidos muestran una gran coherencia con los obtenidos en muchos de estos trabajos. Un gran número de procesos está implicado en las grandes diferencias que existen entre las muestras de escorrentía y las de agua de infiltración, así como entre los distintos nutrientes y épocas. Lo primero que hay que tener en cuenta es que la erosión es un proceso selectivo (Sharpley & Smith, 1990) y transporta los contaminantes con una deposición selectiva en función de muchos parámetros, como la adsorción (Imeson, 1995). Lo mismo ocurre en el agua de infiltración, ya que irá progresivamente lavando y disolviendo unos compuestos del suelo y cediendo otros.

Una vez que el agua de lluvia llega al suelo (ya cargada con N) comienza toda una serie de procesos de disolución, asimilación, arrastre, adsorción y deposición que generarán los cambios detectados. Si existen fertilizantes en el terreno pueden ser lavados. El amonio, debido a su carga positiva, es rápidamente fijado al complejo arcillo-húmico mientras que el nitrato es fácilmente disuelto y puede ser exportado por lixiviación (Thompson y Troeh, 1988). La adsorción de amonio es importante en el cultivo por la gran proporción de partículas arcillosas. Estos procesos explican la diferencia detectada entre los dos tipos de muestra recogidos en la relación nitrato:amonio y en sus concentraciones. Aunque el agua de lluvia llega con una relación nitrato:amonio menor que 1, tras atravesar el terreno es recogida con una relación muy superior a este valor. Esta relación es mucho mayor en las muestras de agua de infiltración.

La concentración de DIN con respecto al agua de lluvia, crece tanto en el agua de escorrentía como en la de infiltración. Todo parece indicar que ha habido una ganancia de nitrógeno debida al lavado de los fertilizantes, así como una adsorción-disolución selectiva. Gran parte del amonio depositado ha sido adsorbido a las partículas del suelo. Evidentemente este proceso será mayor en el agua de infiltración, en la que apenas existe amonio. También hay que tener en cuenta que no todo el nitrógeno proviene de la fertilización inmediata, pues puede corresponder al lavado de varios años Jones & Schwab (1993). Por este motivo, parte de los nitratos que recogidos pueden provenir de la nitrificación de parte del amonio retenido tiempo atrás.

La disolución y lavado de las moléculas de nitrato en el proceso de infiltración explican la gran cantidad de nitrato que se detecta en el agua subsuperficial. La cantidad de nitratos lixiviados dependerá de muchos factores, como son la concentración previa en la solución del suelo, la cantidad de agua drenada por el terreno y la capacidad de los sistemas radicales para tomarlo (Wild, 1992). Beaudoin *et al.* (2005) estimaron que la lixiviación de N puede variar 5, 4 y 3 veces en función del año, cultivo o suelo respectivamente. Parece evidente que el gran volumen de lluvia caído ese año en invierno ha incrementado la exportación de nitrógeno. La concentración de nitratos si embargo no varía mucho a lo largo del año en el agua intersticial de las capas profundas del suelo. Esto coincide con lo observado por Diez *et al.* (2000) en parcelas experimentales sometidas a distintos tratamientos. Encuentran diferencias entre el nitrógeno lixiviado y exportado en el agua de infiltración en función de los tratamientos (cantidad y forma del nitrógeno aplicado) pero, dentro de cada tratamiento, las diferencias se deben más al volumen de drenaje que a la variación de las concentraciones de nitrato en el tiempo.

Por ejemplo, en marzo se produce una importante fertilización de nitrógeno en formas rápidamente disponibles para el cultivo, aunque en el agua de escorrentía y en el agua de infiltración más superficial se detectan importantes incrementos en la concentración de nitrato, en las capas más profundas la concentración es similar a la de otros periodos. Esto puede ser debido a la gran captación de nitratos que realiza el cultivo en ese periodo ya que sus raíces pueden suelen llegar a los 70 cm de profundidad en un suelo normal (Servicio Agronómico de Fertiberia, 1965). Finalmente, no todo el N que se pierde en el drenaje llegará finalmente al río o al ecotono ribereño, ya que puede ser inmovilizado en el perfil o desnitrificado (Webster *et al.*, 1999).

Las condiciones de cada periodo serán importantes en definir la cantidad de N que alcanza el río. En invierno, además de producirse condiciones que favorecen la mineralización del amonio, existe menor actividad biológica y demanda de la biota (Wild, 1992; Trinidad *et al.* 1997). Sin embargo en marzo, pese a la fuerte fertilización (este año con el doble de cantidad de nitrato amónico por haberse suspendido la fertilización ureica), y al hecho de haberse detectado en las capas profundas del suelo concentraciones de nitrato similares a las de otras campañas, no se detecta un aumento importante en el nitrato en el agua del río en el muestreo realizado tras las lluvias. Este

resultado es probablemente debido al incremento de la evapotranspiración, a la importante reducción del drenaje y al control de la biota.

El agua de escorrentía muestra concentraciones muy superiores en marzo, aunque esto no contradice lo anteriormente dicho por dos motivos: 1) el volumen de escorrentía es menor en marzo; 2) el flujo de nitrógeno por escorrentía en la cuenca es hasta 60 veces menor que el flujo subsuperficial, lo que se debe tanto al menor volumen de desplazamiento de agua como a la concentración media muy inferior. Los trabajos clásicos de Hubbard y Sheridan (1983), Peterjohn y Correll (1984) y Nicholaichuck y Lead (1978) obtienen resultados similares en distintos aspectos. Los primeros estiman una proporción de exportación de nitrógeno del 99% a través de flujos subsuperficiales frente a la escorrentía. De esta proporción, el 76% se debe a un mayor flujo de agua a través del suelo y el resto a una mayor concentración de nitrato en la solución intersticial. Peterjohn y Correll (1984), además de realizar una observación parecida (aunque no tan extrema a favor de los flujos subsuperficiales), detectaron relaciones nitrato:amonio menores de 20 en el agua de escorrentía y superiores a 20 en el agua subsuperficial. Nicholaichuck y Lead (1978) detectaron concentraciones y exportaciones de nitrato en el agua de escorrentía similares a las de este trabajo.

Las estimas finales de exportación neta son también variables en función de los distintos trabajos. Un factor decisivo, y que todavía no ha sido tratado, es la variación de la tasa de N recuperado por las plantas (*N recovery*). Esta tasa va disminuyendo progresivamente conforme aumentamos la cantidad de N aplicado (Yanan *et al.*, 1997; Webster *et al.*, 1999; Fan *et al.*, 2003). La explicación siempre reside en que a partir de cierta cantidad de nitrógeno aplicado, la planta deja de captarlo en la misma proporción. Esto supone que la cantidad no absorbida estará potencialmente disponible para ser exportada. La cantidad de N absorbida por el cultivo en esta zona de Navarra ha sido estimada por Iraoeta *et al.* (2002) en 30 kg/ha de nitrógeno por cada tonelada de grano, coeficiente que se considera un muy estable. En este caso se obtienen 4-4.5 tn de grano/ha, o sea, entre 120 y 135 kg/ha de N. Si esto es así, este año se aplicaron aproximadamente 170 kg/ha y, teniendo en cuenta que es un cultivo que se fertiliza cada 5 años con estiércol que puede generar una media de 20 kg.ha⁻¹año⁻¹ en años posteriores a la aplicación, se obtienen 60 kg/ha potencialmente exportables. Dado que las condiciones del año pudieron favorecer especialmente estos procesos y movilizar incluso nitrógeno de reserva, se considera posible la estima de 65-75 kg/ha que

realizada en la sección de resultados. Los diversos trabajos publicados realizan estimas que van de entre los 20 y los 50 kg.ha⁻¹.año⁻¹ (Webster *et al.*, 1999; Riley *et al.*, 2001; Stopes *et al.*, 2002) a los 154 o 338 kg.ha⁻¹.año⁻¹ medidos por Trinidad *et al.* (1997). Estos valores dependen de los procesos descritos en esta sección, aunque una correcta aplicación de los fertilizantes puede disminuir en gran medida esta exportación. En el Capítulo 6 se proponen diversas alternativas.

La situación del fósforo se invierte con respecto a la del nitrato, coincidiendo de nuevo con los resultados obtenidos en diversos trabajos. En este caso la concentración de fosfato en el agua de escorrentía es en general superior al máximo posible obtenido en el agua de infiltración (Peterjohn y Correll, 1984; Sharpley *et al.*, 2001). Pese a todo, al no disponer de datos precisos del agua subsuperficial, debido al problema de la dilución en el análisis, existe la incertidumbre en lo que se refiere a flujos y concentraciones de fosfato.

Sharpley *et al.* (1984) comprobaron que prácticamente todo el fósforo aplicado al cultivo era retenido en los 25 centímetros superiores, incluyendo dosis de fertilizantes muy superiores a las habituales en Galbarra. Este fenómeno se debe principalmente a la precipitación del fósforo debido a la formación de complejos asociados al carbonato en suelos calizos y, a la adsorción de los complejos de cambio a través de algunos cationes (Doménech, 2000). Por este motivo, aunque sí que existe relación entre el P aplicado y el P retenido en las capas más superficiales (Shan *et al.*, 2005), habitualmente no se aprecian diferencias en el fósforo lixiviado en función de la cantidad de fertilizante aplicado Godlinski *et al.* (2004). En el caso de existir una lixiviación mayor, suele deberse a la existencia de macroporos y fracturas del suelo por donde circula el agua con mayor libertad (Sharpley *et al.*, 2001). En cualquier caso, la pérdida de P por lixiviación es mucho más baja a la detectada para N, situándose en rangos que van de 0.001 a 2.5 kg.ha⁻¹.año⁻¹ (Godlinski *et al.* 2004; Toor *et al.* 2004).

Se ha observado que los datos de escorrentía obtenidos son muy variables y no se puede detectar la existencia de variaciones en función del periodo. Esto puede deberse al pequeño volumen de datos unido a la gran dispersión de los mismos dentro de cada periodo. Sin embargo, también es posible que este año no existiera un patrón determinado. Situaciones como esta son detectadas habitualmente. Puustinen *et al.*

(2005), en un trabajo con parcelas de escorrentía con muchos años de observación, detectaron la existencia de variaciones estacionales variables en la concentración y exportación de fósforo en cultivos de trigo. Aunque en muchos casos obtenían una mayor exportación en otoño (tras la fertilización y con suelo desnudo), en otros años se invertía o no había diferencias. Las concentraciones de P que detectaron fueron muy superiores a las valoradas en Galbarra. También hay que tener en cuenta que no se ha valorado el fósforo particulado y esta forma es la más común en la exportación de P por escorrentía superficial (Puustinen *et al.*, 2005). Las dinámicas entre fósforo particulado y fósforo disuelto dependerán del complejo de interacción lluvia-escorrentía-sedimentos, influyendo la intensidad de la lluvia y la duración, el volumen de escorrentía, el tamaño de los sedimentos o el índice de adsorción de P (Sharpley, 1990; Haygarth *et al.* 2000). En el experimento, aparte de no valorar el P total, no se valora la influencia de gran parte de estos parámetros; además, el año hidrológico fue bastante particular en ese sentido debido a la existencia de grandes tormentas, por estos motivos, se considera que el estudio de la exportación del fósforo en los cultivos requiere de experimentos mucho más minuciosos y precisos que controlen muchas más variables en continuo. Si se considera que la forma de P valorada puede corresponder a un 20-30 % (Pusstinen *et al.*, 2005; Némery *et al.*, 2005) del P total exportado, por lo menos se puede estimar una exportación de P en el tiempo de estudio de entre 0.3 y 0.47 kg/ha de P como mínimo en el agua de escorrentía y hasta 0.94 kg/ha con el doble de escorrentía. Por el problema de la interacción analítica se considera imposible estimar el flujo de P en el agua de drenaje.

Por último, la evolución de los sedimentos mantiene también una coherencia a pesar de la pérdida de datos. Se observa el mayor pico de exportación en diciembre y el segundo en febrero, ambos coincidiendo con las principales tormentas. Pese a todo, la mayor exportación se produce en diciembre, con menor cantidad de tormentas y de agua caída. Esto se debe probablemente a la práctica ausencia de cobertura vegetal en ese periodo. La presencia de distintas herbáceas, incluyendo plántulas de trigo, reduce muchísimo la velocidad del agua y la erosión de sedimentos Fasching & Bauder (2001); además, también se reducirán los fenómenos de erosión por salpicadura, y hay que tener en cuenta que en el clima mediterráneo la erosión por salpicadura (*splash*) puede ser similar, y a veces mayor, a la erosión por regueros (van Asch, 1983). Por este motivo, parece claro que los periodos entre la roturación y siembra y el comienzo de cierta

cobertura en el cultivo serán especialmente sensibles para la pérdida de suelo por erosión.

4.4 Conclusiones

- Siempre ha sido el amonio la especie dominante de DIN en el agua de lluvia recogida en la cuenca del Galbarra durante el periodo de estudio, con una concentración media del orden de 0.85 mg/L de N, siendo la de nitrato de unos 0.41 mg/L. La relación media nitrato:amonio de 0.4 es la característica de cuencas con focos agropecuarios dominantes. Estas relaciones < 1 solo se dan en las aguas fluviales de la cuenca tras vertidos urbanos y en algunos casos en las de las cabeceras.
- Se intuyen tendencias exponenciales negativas de la concentración de amonio y de nitrato en función del volumen de lluvia por evento.
- Se ha dado una fuerte entrada de DIN a la cuenca fundamentalmente en forma amónica tras la fertilización de los cultivos con nitrato-amónico, lo sugiere la existencia de cierta recirculación local entre suelo y atmósfera.
- La entrada de fosfato a la cuenca, con una concentración variable entre 0 $\mu\text{g/L}$ y 40 $\mu\text{g/L}$, se considera despreciable.
- Se ha estimado una deposición húmeda y seca de DIN entre 8 y 21 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$, lo que concuerda con los datos obtenidos en otras zonas relativamente cercanas y sitúan a la cuenca en un nivel de deposición que sin ser extremo ha de ser tenido en cuenta.
- En las aguas de escorrentía e infiltración se produce un enriquecimiento en DIN con respecto al contenido en la lluvia que es debido al nitrato, aunque las concentraciones de amonio disminuyan.
- Al comparar las concentraciones de amonio en el agua de escorrentía y en la infiltración se comprueba está más concentrado en la escorrentía, mientras que el caso del nitrato es el inverso.
- La infiltración y el consiguiente drenaje subsuperficial es la vía principal de exportación de DIN desde el cultivo que se produce en forma de nitrato.

- Los periodos invernales han sido los periodos críticos para la exportación de DIN, coincidiendo con los máximos de concentración en las aguas fluviales de las zonas agrícolas.
- Para el periodo tras la fertilización de marzo de 2003 se ha estimado una escasa exportación de DIN por drenaje aunque sea cuando se encontraron las mayores concentraciones en la capa superficial del suelo (40 cm), manteniéndose estables en las profundas. Una mayor actividad biológica en ese periodo, en concreto por el cultivo de trigo, el aumento de la evapotranspiración y la reducción del volumen de agua infiltrada son los principales factores implicados.
- En el mismo periodo tampoco fue importante la exportación de DIN por esorrentía superficial, que fue algo inferior a la del invierno; aunque se encontraron las mayores concentraciones de nitrato la esorrentía fue baja.
- Aunque la concentración de amonio sea muy superior en el agua de esorrentía las dos vías de exportación son similares debido al mayor drenaje.
- Las condiciones especialmente húmedas de este año pudieron favorecer la importante exportación de nitrógeno, estimada para los 6 meses del periodo de estudio en 65-75 kg/ha de N.
- Se produce un enriquecimiento de fosfato en las aguas de esorrentía con respecto a la lluvia, con concentraciones generalmente mayores a los 100 µg/L.
- No se han encontrado tendencias ni temporales, ni asociadas a la lluvia, ni a la exportación de sedimentos.
- La exportación de P se estimó en 0.3 y 1 kg/ha en el agua de esorrentía durante los 6 meses del periodo de estudio, valores que indican que en la cuenca no se da un problema grave de contaminación difusa por fósforo, lo que es congruente con lo observado en las aguas fluviales.
- El fosfato en el agua de infiltración no supera 100 µg/L, su precipitación y adsorción por el suelo explica con seguridad este resultado. Estos datos no permiten estimar la exportación por drenaje.
- La erosión parece estar muy controlada por la cobertura vegetal del trugal y por la lluvia, siendo crítico para la pérdida de suelo el periodo invernal con suelos desnudos.

Capítulo 5

Los caudales y los flujos de nutrientes en la cuenca del Galbarra

5.1 Objetivos

En este capítulo se realiza una exposición conjunta de las concentraciones (mg/L), flujos (mg/s) y flujos por superficie ($\text{mg}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}$) de nutrientes en las aguas fluviales de la cuenca del Galbarra, y su relación con el caudal, la precipitación y los usos del territorio. Pretende ser una aproximación integradora que analice y discuta en conjunto los diversos resultados obtenidos en esta 1ª parte de la tesis (Capítulos 3, 4 y 5).

5.2 Resultados

5.2.1 Los caudales en la cuenca del Galbarra

Los caudales medidos en los diferentes sitios de la cuenca de Galbarra durante el periodo de muestreo han sido muy variables en función del lugar y de la época del año. En una descriptiva general de todos los caudales medidos (Tabla 1) se puede observar una importante diferencia entre la media y la mediana. Esto se debe en parte a la gran influencia de los caudales extremos medidos durante la crecida de febrero de 2003. Al extraer los datos con un valor estandarizado mayor que 3 (sitios G-12 y G-14 durante el periodo de inundación), la media disminuye hasta un valor de 75 L/s de manera que todavía se sitúa muy por encima de la mediana.

La población total de datos se ajusta claramente a una distribución log-normal consiguiéndose un ajuste satisfactorio a la distribución normal tras transformar la variable logarítmicamente. El río Galbarra es vadeable en todos los tramos con una profundidad mediana de 11 cm. Tan sólo en el periodo inicial de la inundación de febrero no se pudo acceder al río en los tramos finales alcanzándose en desembocadura una profundidad de casi 1.5 m. Horas antes el río se había desbordado en desembocadura y no se pudo medir el caudal ni recoger muestra por la imposibilidad del acceso. Fue durante la crecida cuando el agua del río, muy encajada en el canal, alcanzó velocidades muy altas.

Tabla 1. Descriptiva general de los caudales medidos en la cuenca del Galbarra durante el periodo de estudio ($n=289$). Donde Q = caudal; P = profundidad; L = anchura, A = área total; V = velocidad media; P max = Profundidad máxima y V max = velocidad máxima.

	Media	Min.	Cuartil inferior	Mediana	Cuartil superior	Max.	SD	S.E	CV
Q (L/s)	121	0	3	15	81	3742	355	20.9	2.94
P (cm)	15	2	7	11	19	106	14	0.9	0.91
L (cm)	103	8	34	70	139	432	93	6.3	0.90
A (m ²)	0.25	0.00	0.03	0.08	0.24	3.74	0.48	0.0	1.97
V = Q/A (m/s)	0.5	0.0	0.3	0.4	0.6	1.2	0.3	0.0	0.54
P max (cm)	19	0	8	14	22	137	19	1.3	1.04
V max (m/s)	0.57	0.00	0.35	0.52	0.76	1.87	0.32	0.0	0.56

En la Figura 1, se observa la evolución de la r de Pearson que relaciona el caudal valorado en un tramo y la precipitación acumulada (litros totales caídos en precipitación en cada cuenca) en un plazo de una hora, 12 horas, 24 horas y hasta 90 días antes de la valoración de ese caudal. En el primer día no aparece correlación significativa y a partir del segundo se alcanza una r de Pearson con correlación significativa ($p < 0.05$) de casi 0.5. A partir del duodécimo día esta correlación disminuye hasta 0.4 y tras el día 20, presenta un importante incremento que alcanza su máximo en el día 35 con un valor de 0.85, desde ese punto se mantiene estable hasta el día 90.

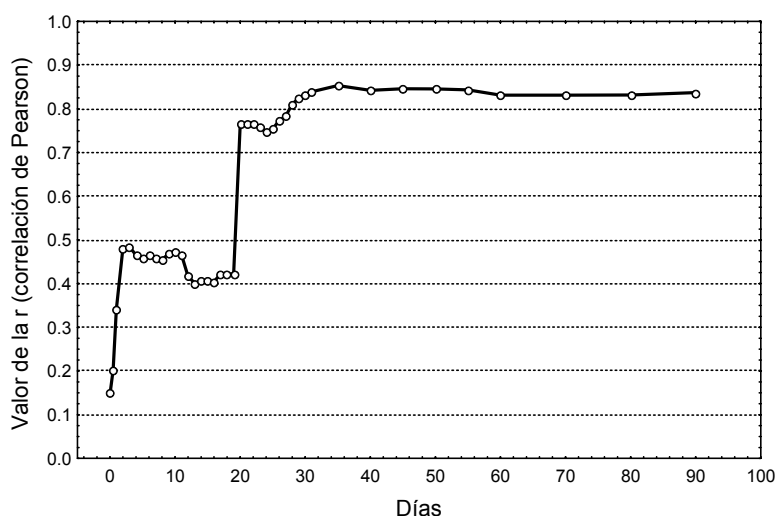


Figura 1. Evolución de la r de Pearson en la correlación que relaciona el caudal con la precipitación acumulada (L) en la cuenca de drenaje de un sitio de muestreo a un tiempo t_i .

La ausencia de significación en las primeras 24 horas se debe en parte al diseño del trabajo ya que pretendió evitar trabajar bajo la lluvia, de manera que las crecidas inmediatas no han quedado reflejadas en este análisis. El primer aumento importante en la r se debe al drenaje del agua tras los primeros días de lluvia, un drenaje debido a un aumento del caudal de los manantiales de cabecera y a la evacuación del agua

subsuperficial en flujos transversales, desde las distintas unidades de territorio hasta el río. Estos momentos (a pocos días de la lluvia) son clave para el estudio del lavado subsuperficial de nutrientes. El segundo momento clave, es a los 35 días con un valor de r elevado que se mantiene hasta los 3 meses. Esto se debe al tiempo de respuesta a largo plazo de la cuenca provocado por la recarga del acuífero que alimentará a la cuenca a través de los manantiales kársticos.

La regresión lineal (log-log) entre el volumen total de precipitación acumulada en el área de drenaje (variable predictora) y el caudal (variable respuesta) a los 40 días, es altamente significativa ($p < 0.00001$) y explica una varianza del 70% (Fig. 2).

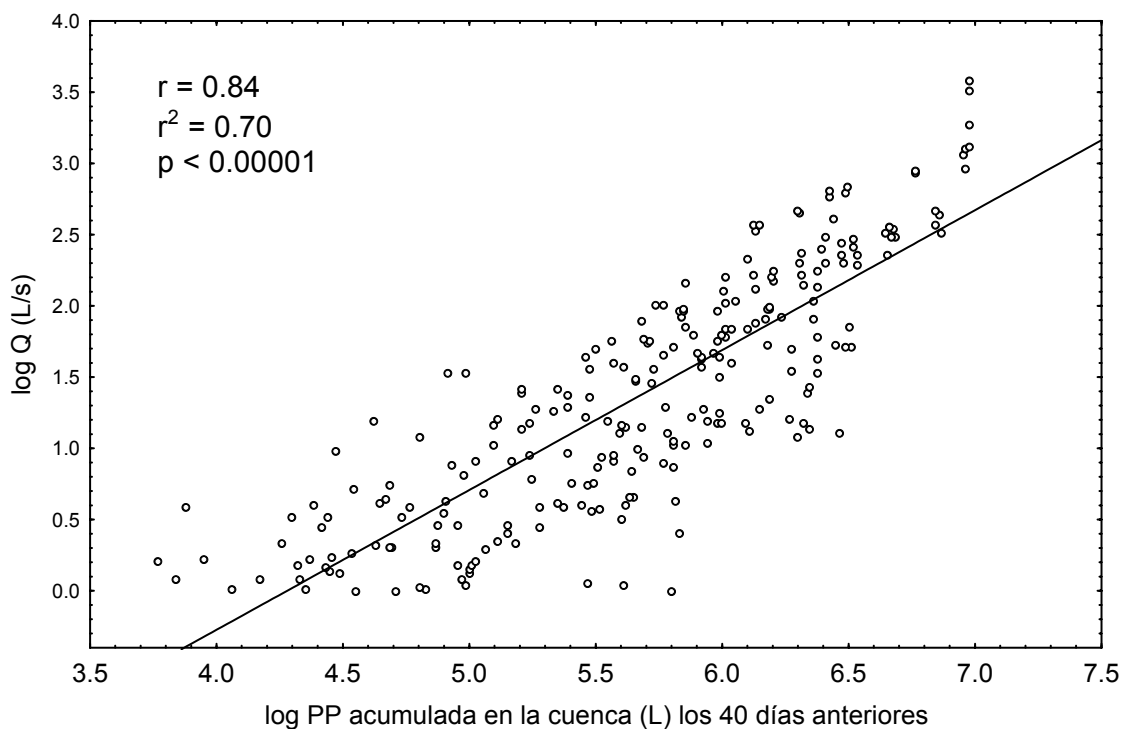


Figura 2. Representación de la regresión lineal entre el volumen de agua caído en el área de drenaje de cada sitio de muestreo en los 40 días previos a la medición del caudal frente al valor de este.

La regresión lineal (log-log) que relaciona el caudal medio de un sitio de muestreo con la superficie del área de drenaje (Fig. 3), es muy significativa ($p < 1 \cdot 10^{-6}$) y absorbe el 93% de la varianza ($Q = -0.5954 + 0.8972 \cdot \text{Superficie de drenaje}$). La regresión realizada tan sólo con las desembocaduras de los 9 tributarios es también altamente significativa con una varianza absorbida del 86%. Estas relaciones siempre logarítmicas, han sido habitualmente valoradas en otros estudios (Strahler, 1964), obteniéndose también importantes niveles de explicación de la varianza de la variable respuesta (caudal). El sitio de muestreo que más se aleja de la predicción del modelo lineal

produciendo el residuo más alto, es el sitio de cabecera G-02. El modelo predice un caudal menor en relación a su superficie al que realmente se obtiene en el estudio. La explicación podría ser, que en estos los tramos altos con un gran número de manantiales que conectan el acuífero kárstico con el exterior, pueden existir movimientos de agua no siempre directamente relacionados con el área de drenaje sino con la estructura interna del karst. Al tributario T-7 le ocurre lo contrario, discurre por suelos líticos a lo largo de casi todo su recorrido y en épocas muy secas, no discurre agua en desembocadura a pesar ser el tributario con una mayor área de drenaje. El agua es probablemente infiltrada en alguna fractura o punto de conexión con el karst.

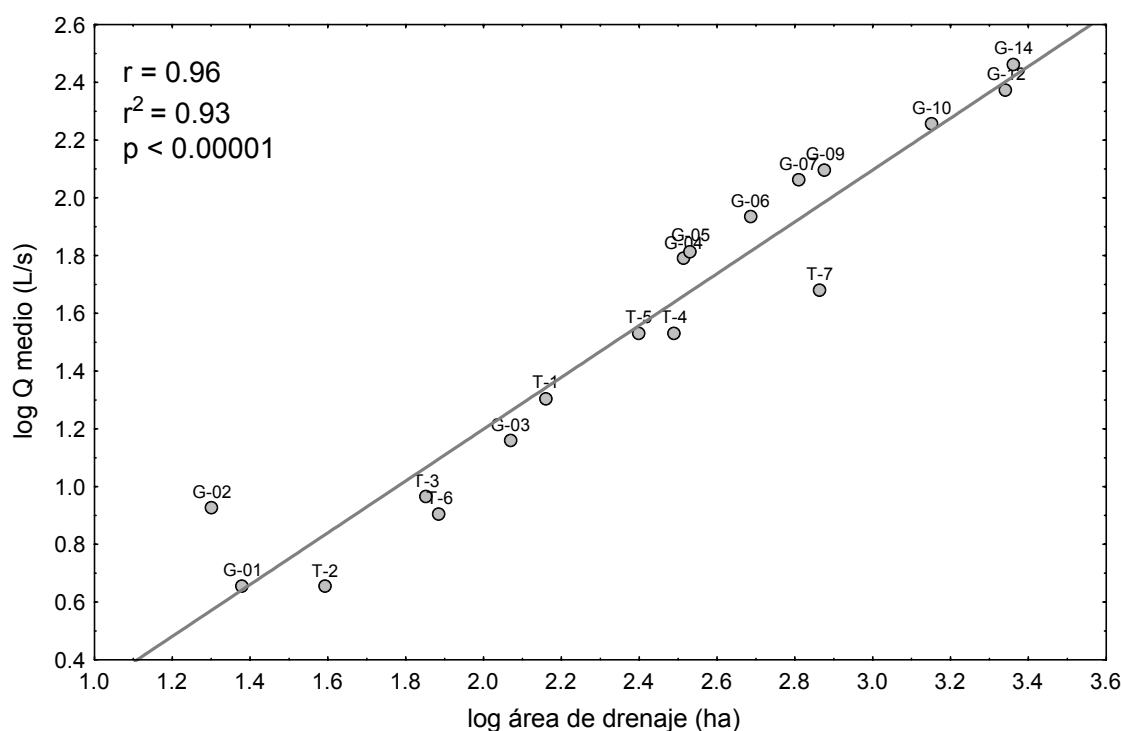


Figura 3. Representación de la regresión lineal realizada entre el área de drenaje de cada sitio de muestreo y el su caudal medio.

El caudal en los sitios de muestreo

Durante el periodo de estudio, la cuenca del Galbarra ha pasado tanto por periodos muy secos como muy húmedos. Como se ha visto, tanto las lluvias próximas como las más lejanas, condicionan plenamente los caudales valorados. Los periodos más húmedos corresponden a las fuertes lluvias del invierno de 2002-2003 que alcanzan su máximo en febrero de 2003 con una precipitación de más de 100 L/m² en los días previos al muestreo y acumulándose más de 400 en los 40 días anteriores (Fig. 4). Estas lluvias

corresponden a una fuerte tormenta que produjo inundaciones y a otras de menor intensidad en los 40 días anteriores. En otros periodos la lluvia ha sido relativamente frecuente (Fig. 5) aunque no de mucha intensidad y manteniendo el perfil habitual de precipitación de la cuenca de forma aproximada. En los meses de verano se produjo un fuerte estiaje (principalmente en 2002) y muchos manantiales de cabecera se secaron.

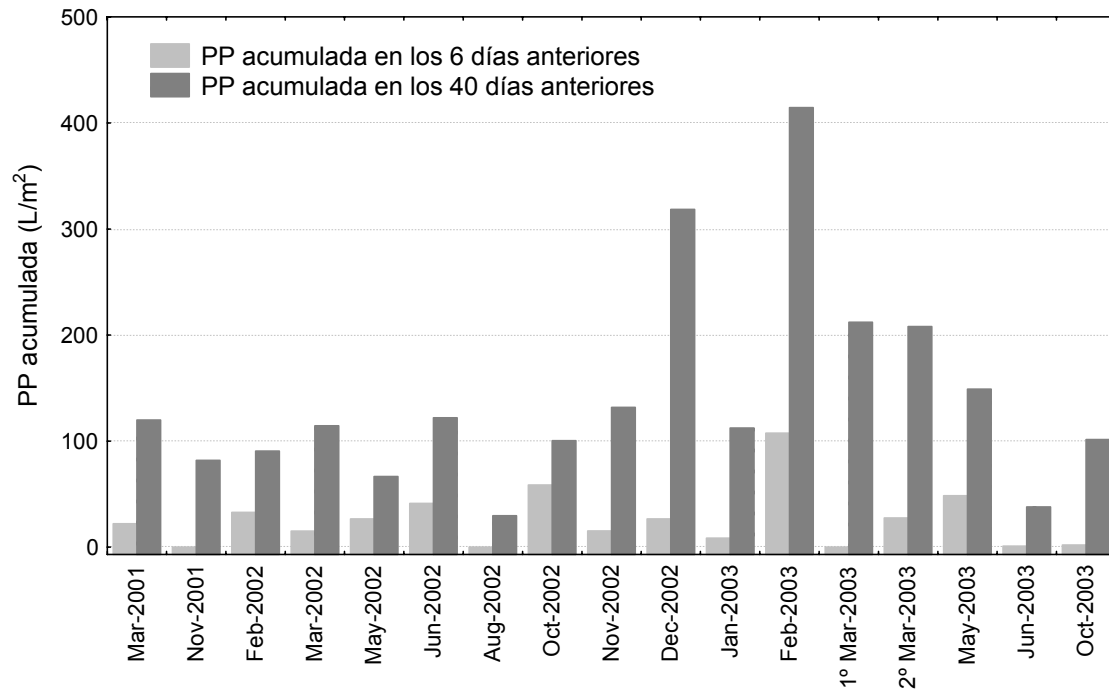


Figura 4. Precipitación (PP) acumulada por (L/m²) en los 6 y 40 días anteriores a cada campaña de muestreo

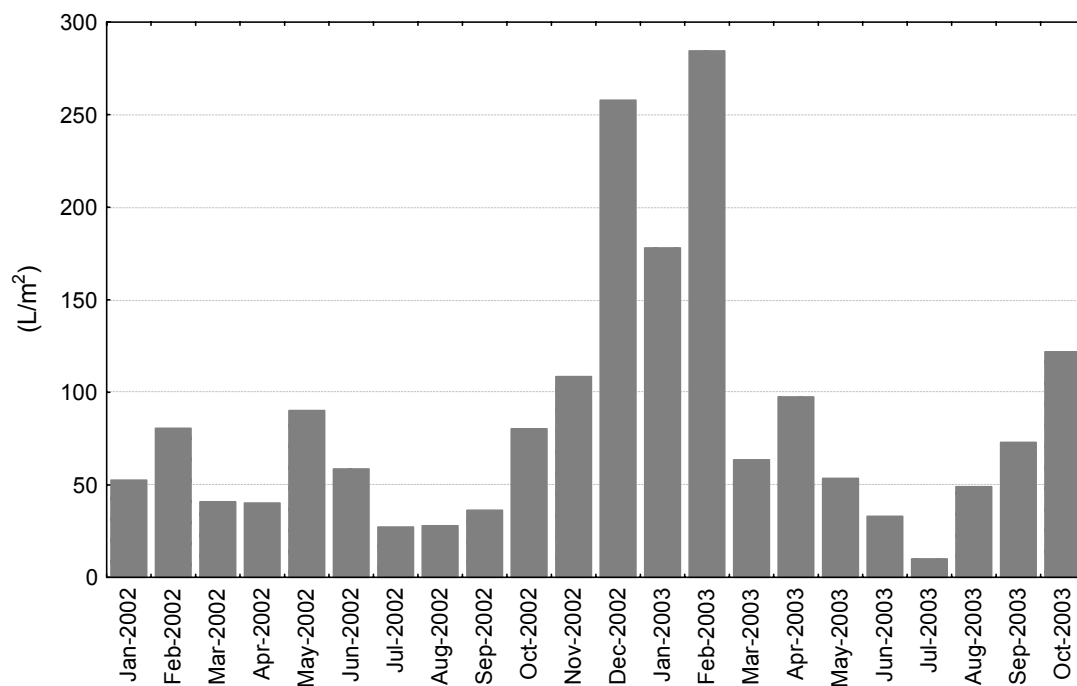


Figura 5. Precipitación acumulada por m² en cada mes del periodo de muestreo.

El periodo seco de 2002, se prolongó hasta finales de noviembre aunque suavizándose un poco en otoño. Aunque se ha observado una fuerte relación entre el caudal, la precipitación y el área de drenaje, deben existir otros factores, externos a la cuenca, que influyan en alguna medida en el volumen de agua que circula por la misma. Los agricultores de la zona comentaron en varias ocasiones que han percibido una disminución del caudal de los manantiales relacionada con la extracción de agua en otras zonas del Ega para nuevos regadíos y otros usos. Estas extracciones, pueden estar disminuyendo el nivel del acuífero kárstico interconectado en una amplia superficie que abarca varias cuencas de la zona de la sierra de Lóquiz. Aunque el agua corre ininterrumpidamente por las zonas impermeables del área central de la cuenca durante todo el año, la desembocadura se ha secado en alguna ocasión (al igual que el tributario T-7), sin embargo, el sitio anterior (G-12) siempre ha presentado agua. Es en el periodo seco prolongado (oct-02, nov-02 y oct-03) cuando corre agua en G-12 y la desembocadura permanece seca (Fig. 6). En el tramo final, entre G-12 y G-14, cambian las condiciones litológicas aflorando la roca caliza (ver Capítulo 2). En ese tramo existen dos o tres fracturas por las que se infiltra el agua del río cuando el nivel del acuífero kárstico es muy bajo, del mismo modo en periodos de lluvias muy fuertes, se produce un aporte del acuífero al río. En más del 50% de las campañas de muestreo, se ha producido una reducción del caudal entre G-12 y G-14.

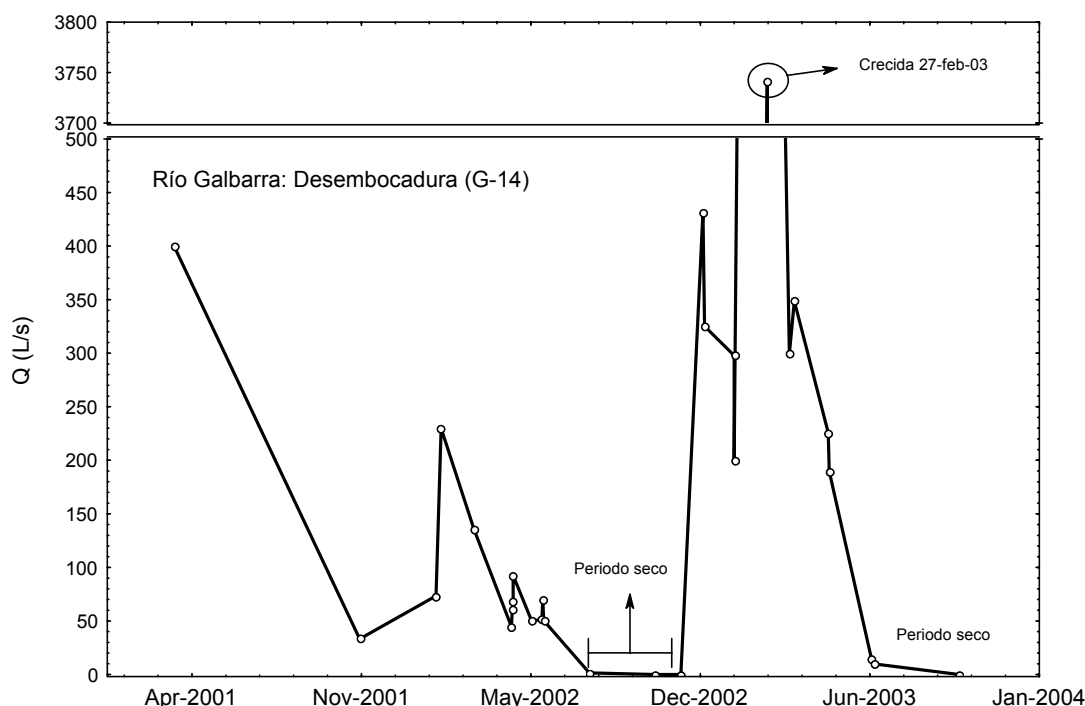


Figura 6. Evolución del caudal en la desembocadura del río Galbarra (G-14) durante el periodo de muestreo.

Sin embargo, en agosto de 2002, el periodo en el se ha registrado el menor caudal en G-12 (3.27 L/s), la desembocadura todavía llevaba agua (1.5 L/s). Tras algunas lluvias otoñales el caudal en G-12 ascendió hasta casi 15 L/s mientras que la desembocadura se secó completamente.

En la Tabla 2 se muestra la descriptiva general de los caudales de cada sitio de muestreo. En los casos en los que se ha medido en más de una ocasión por campaña se toma solo el más representativo y comparable con el resto. En los sitios del río Galbarra se observa un incremento sucesivo de caudal según avanza el río en la mayoría de las ocasiones. De manera general, siempre se ha producido un incremento o en todo caso un mantenimiento del caudal entre un sitio y el siguiente aguas abajo, a excepción del tramo de desembocadura.

Tabla 2. Descriptiva general de caudales en los diferentes sitios de muestreo del río Galbarra y sus tributarios (L/s).

	L.M.	N	Media	Mediana	Min	Max	SD	CV
Río Galbarra	G-02	10	7.8	3.0	0.60	32	10	1.3
	G-03	9	14.4	3.2	0.58	78	25	1.7
	G-04	13	62.3	34.1	0.10	362	97	1.6
	G-05	10	65.3	25.5	0.40	369	111	1.7
	G-06	13	82.6	44.0	1.50	469	124	1.5
	G-07	13	110.3	60.8	1.80	647	156	1.4
	G-09	10	127.3	68.6	3.10	677	184	1.4
	G-10	13	167.4	109.1	2.90	892	232	1.4
	G-12	13	225.2	105.5	3.27	1243	311	1.4
	G-14	13	262.3	135.3	0.00	3742	489	1.9
Tributarios	G-01	11	4.2	0.7	0.20	32	9	2.3
	T-1	11	20.5	7.8	1.10	100	29	1.4
	T-2	11	4.5	1.9	0.00	25	8	1.7
	T-3	10	9.5	1.9	0.01	43	14	1.5
	T-4	11	31.2	2.6	0.10	209	62	2.0
	T-5	11	31.4	7.7	1.00	160	47	1.5
	T-6	10	8.0	2.4	0.01	49	15	1.9
	T-7	10	47.7	15.9	0.00	271	100	2.1

Los caudales máximos se dieron en la crecida de febrero de 2003, fueron tan elevados que influyen mucho en la media y el CV. Al extraer esos datos, la media se reduce a algo más de la mitad y el CV se acerca a 1 en la mayoría de los casos. En la representación gráfica de la distribución de los datos (Figs. 7a y b) los valores extremos han sido extraídos para obtener así una mejor interpretación visual.

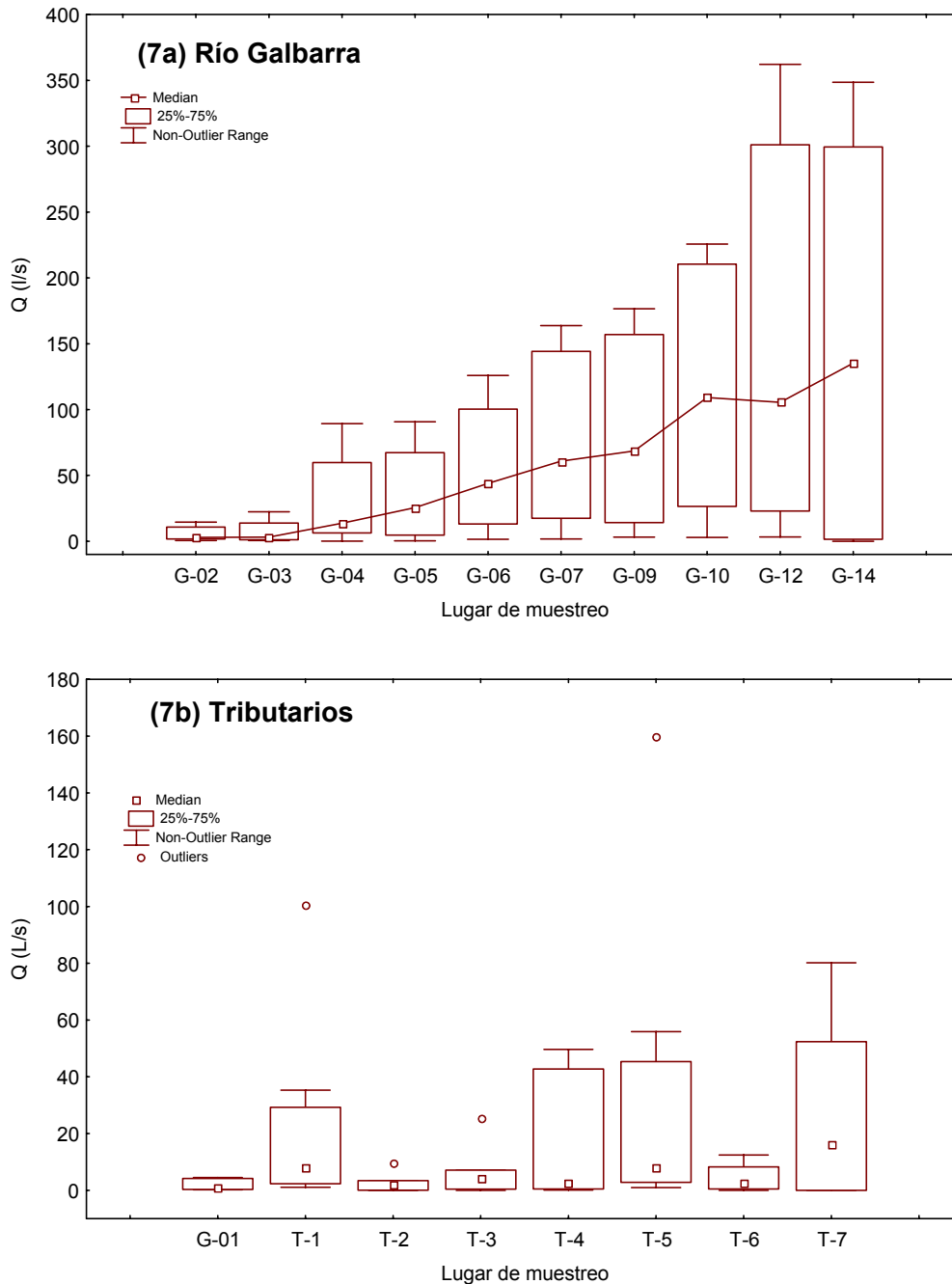


Figura 7. Distribución de los caudales medidos en el río Galbarra (a) y sus tributarios (b) durante el periodo de estudio. Los valores extremos de la crecida han sido extraídos de la representación.

Los tributarios con cuencas de drenaje más pequeñas (G-01, T-2, T-3 y T-6) presentan los caudales más bajos y en los periodos más secos su caudal llega a ser muy bajo (< 1 L/s).

El incremento de caudal que se produce en el zócalo central de la cuenca desde los manantiales de cabecera hasta G-12, antes de que se establezca contacto de nuevo con el acuífero kárstico, varía según las épocas. En marzo de 2002 se pasó de 3 L/s en G-02 a 105 L/s en G-12, sin embargo en épocas de fuerte estiaje, como en agosto de 2002 se

pasó de 0.6 L/s en G-02 a tan sólo 3.3 L/s en G-12 o de 32 L/s a 1151 L/s en la crecida de 2003. Es decir que, desde cabecera hasta G-12, el caudal se ha multiplicado por 5.5 en los periodos más secos y por 35 en los húmedos.

5.2.2 Correlación entre los caudales y la concentración de los nutrientes

Se realizó una serie de correlaciones de Pearson entre el caudal y la concentración de nitrato, amonio y fosfato, incluyendo en el análisis una muestra representativa para cada campaña y sitio de muestreo. Las correlaciones se realizaron para todos los datos en conjunto y para cada sitio de muestreo por separado, con el objetivo de detectar covariación entre ambos tipos de variable. En 6 ocasiones, al no conseguir ajustes a la distribución normal, se realizaron correlaciones de rango de Spearman. Se obtuvo una correlación positiva pero débil para el nitrato ($n = 199$; $r = 0.35$; $p = 4 \cdot 10^{-8}$); para el amonio y el fosfato no se obtuvieron correlaciones significativas. Como se ha visto, los sitios de muestreo presentan grandes diferencias en cuanto a usos y área de drenaje, por lo que en cada uno de ellos pueden existir otro tipo de correlaciones “escondidas” dentro de estas grandes correlaciones conjuntas. Los resultados de las correlaciones sitio a sitio muestran una gran variabilidad en la relación entre el caudal y la concentración de nutrientes entre los distintos sitios y tipos de nutriente. De los 18 sitios de muestreo, en 8 de ellos existe una correlación significativa entre el caudal y la concentración de nitrato, en 7 para el fosfato y tan sólo en 2 para el amonio (Tabla 3).

Las correlaciones significativas para el nitrato son siempre positivas mientras que para el amonio y el fosfato son siempre negativas. En las correlaciones significativas los valores de la r son siempre relativamente altos, superando el valor de 0.6.

En los sitios de cabecera (G-01 y G-02) no existe correlación significativa de ningún tipo salvo en G-01 con una correlación negativa entre caudal y fosfato. En el río Galbarra las correlaciones son positivas y significativas para el nitrato en 6 de los 10 sitios y son negativas y significativas para el fosfato en 5 de los 10 sitios. Este comportamiento se produce en los sitios de la zona central de la cuenca donde están los cultivos y algún vertido de los pueblos. En G-03, situado casi en cabecera aguas abajo de los primeros cultivos, en G-05, situado en el pueblo de Gastiáin antes de la desembocadura de T-1 y en G-10, cercano al pueblo de Galbarra y antes de la

desembocadura del T-7, pese a no existir correlación, la p queda muy cerca de la significación ($p = 0.06$).

Tabla 3. Resultado de las correlaciones de Pearson (r y p) realizadas entre la variable caudal y la concentración de nitrato, amonio y fosfato para cada sitio de muestreo. En todos los casos se ha transformado cada variable logarítmicamente. En los casos en los que se realizó la correlación de rango de Spearman se añade (R) en el valor correspondiente a la r . Los valores en negrita indican significación en la correlación ($p < 0.05$).

Sitio	N		Q * N-NO ₃ ⁻	Q * N-NH ₄ ⁺	Q * PO ₄ ³⁻
G-02	10	r	-0.39 (R)	0.54	-0.31
		p	0.25	0.11	0.38
G-03	10	r	0.67 (R)	-0.03	-0.32
		p	0.051	0.94	0.36
G-04	14	r	0.62	0.46	-0.08
		p	0.023	0.11	0.80
G-05	11	r	0.61	0.06	-0.46
		p	0.06	0.86	0.18
G-06	13	r	0.71	-0.85	-0.79
		p	0.006	0.0003	0.001
G-07	13	r	0.58	0.14	-0.66
		p	0.036	0.64	0.015
G-09	10	r	0.72	0.16	-0.77
		p	0.019	0.67	0.009
G-10	14	r	0.55	-0.51	-0.64
		p	0.06	0.09	0.02
G-12	15	r	0.64	-0.33 (R)	-0.87
		p	0.015	0.24	0.00005
G-14	15	r	0.36	-0.22	-0.47
		p	0.19	0.42	0.08
G-01	11	r	-0.02 (R)	-0.06 (R)	-0.64 (R)
		p	0.95	0.73	0.03
T-1	11	r	0.50	-0.84	-0.88
		p	0.12	0.001	0.0004
T-2	8	r	0.88	0.11	0.05
		p	0.006	0.79	0.90
T-3	10	r	0.84	-0.06	-0.40
		p	0.003	0.87	0.26
T-4	11	r	0.47	-0.52	-0.23
		p	0.14	0.10	0.50
T-5	11	r	0.59	-0.02	0.09
		p	0.06	0.96	0.78
T-6	10	r	0.74	-0.28	-0.13
		p	0.015	0.44	0.73
T-7	9	r	0.64	-0.19	-0.09
		p	0.12	0.68	0.85

El G-06, con cultivos en su cuenca de drenaje (21%) y con el vertido de T-1 cercano, es el único sitio con correlaciones significativas para los tres nutrientes siendo positivas

para el nitrato y negativas para el amonio y fosfato. En desembocadura, el caudal no se correlaciona con la concentración de ningún nutriente debido probablemente al variable aumento o disminución de caudal en el último tramo en función del estado de recarga del karst.

Las correlaciones significativas entre el caudal y el nitrato en los tributarios se presentan en aquellos que, que no tienen ningún vertido urbano y son casi exclusivamente agrícolas (T-2, T-3 y T-6). Los dos únicos sitios con correlación significativa negativa con el amonio corresponden a T-1 y G-06. T-1 que recibe el vertido a pocos metros del lugar en el que se recoge la muestra, desembocando cerca de G-06. En los dos sitios se observa una clara disminución de la concentración del amonio y del fósforo conforme aumenta el caudal.

El sitio T-1 es especialmente interesante porque, además de tener el vertido cercano al tramo de recogida de muestras, existen cultivos en la parte superior de la cuenca. En la Figura 8 se puede apreciar la evolución en el tiempo de las distintas variables en T-1. En el periodo seco, con los caudales más bajos, se midieron los valores más altos de amonio y fosfatos. Ambas variables están fuertemente correlacionadas entre sí en este sitio ($r = 0.82$; $p = 0.001$). Tras las lluvias de invierno se observa un importante descenso de la concentración de ambos, debido a la dilución del vertido urbano de Gastiáin, confirmando el origen común de ambos. El nitrato sin embargo, experimenta un importante aumento de concentración en estas fechas que indica un origen diferente como pueden ser los cultivos de la parte media. Otra posibilidad es que el nitrato recogido correspondiese a la oxidación del amonio. En la última parte de resultados de este capítulo se analiza mediante balances, el posible origen de estas formas de DIN.

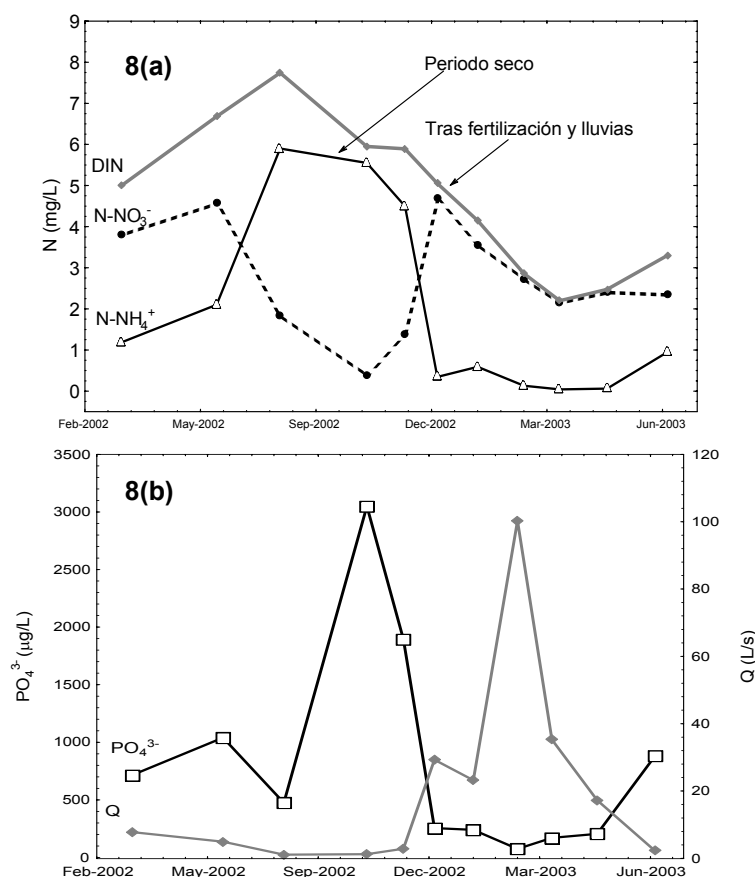


Figura 8. Evolución temporal de las concentraciones de nitrato, amonio y DIN (8a) y fosfato y caudal (8b) en el sitio de muestreo T-1

G-12 es otro sitio muy interesante ya que recoge todos los drenajes de las zonas agrícolas y urbanas antes de que el río atraviese el último tramo que está conectado con el karst y no tiene impactos potenciales reseñables. Al observar detenidamente la evolución temporal del caudal, el nitrato y el fosfato en este sitio (Fig. 9), se comprueba que en los dos periodos de estiaje (2002 y 2003) se obtuvieron los mínimos de concentración de nitrato coincidiendo con los mínimos de caudal. Es tras la fertilización y fuertes lluvias de diciembre cuando la concentración del nitrato crece de manera importante. En febrero, tras la crecida y con el nivel de caudal más alto, se detecta un descenso de la concentración pero manteniéndose en niveles relativamente altos. El fósforo sin embargo presenta los máximos de concentración en el periodo seco de 2002, un importante descenso tras las fuertes lluvias de diciembre y un incremento cuando se acerca al estiaje de 2003. En este segundo estiaje no se alcanza la concentración del anterior.

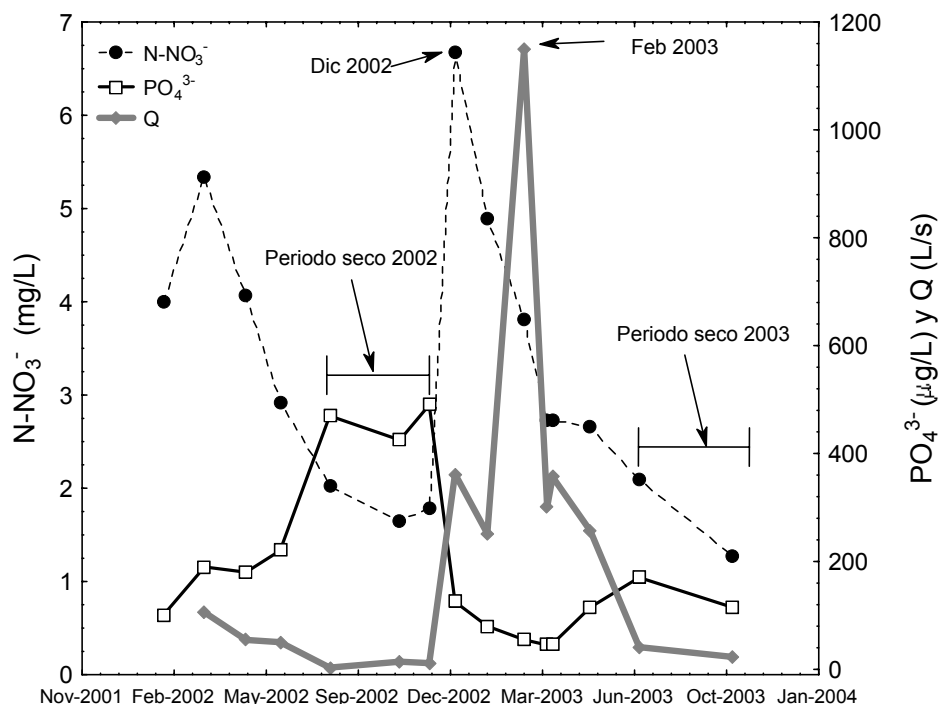


Figura 9. Evolución temporal de las concentraciones de nitrato, fosfato y del caudal en el sitio de muestreo G-12.

El amonio (no representado en la gráfica), tienen una dinámica muy variable y no se correlaciona con el caudal ni con ninguno de los compuestos, presentando sus valores mínimos (feb-02 y ago-02) y máximos (may-02, oct-02 y oct-03) en periodos de caudales bajos. En los periodos de máximos caudales (de diciembre de 2002 a mayo de 2003) su concentración es relativamente baja.

5.2.3 Incrementos de caudal y concentración entre las campañas

Ya que los flujos se componen del caudal y la concentración, a continuación se expone la población de datos de los incrementos de estas variables de una campaña de muestreo a otra con el objetivo de observar las principales tendencias de cambio entre los distintos periodos de muestreo. En la Tabla 4 se muestra la mediana de los incrementos de estas variables producidos en cada sitio entre una campaña y la siguiente. Se registra el número de casos en los que se produce un aumento mayor del 10%, menor del 10% o prácticamente nulo (Entre -10% y +10%). En la campaña de enero de 2003, en la primera de marzo de 2003 y octubre de 2003 solo se recogieron datos en los sitios principales del río Galbarra, por ello, estos incrementos han sido extraídos de las gráficas y se tratan aparte en la Tabla 4b.

Tabla 4. Incrementos del Q y de la concentración de nitrato, amonio y fosfato entre muestreos consecutivos . Se muestra el valor de la mediana de los incrementos y el número de sitios en los que se ha producido un incremento superior al 10% o una disminución superior al 10%. “No” indica el número de sitios en los que la variación no ha superado el rango -10% +10%. La tabla 4a corresponde la comparación de los muestreos generales y 4b incluye los datos de comparación de estos con otras campañas en las que no se obtuvieron datos para todos los sitios habituales.

4(a)	Q (L/s)				N-NO3-(mg/L)				N-NH4+ (microg/L)				DIN (mg/L)				PO43- (microg/L)			
	M incr	>10%	No	<-10%	M incr	>10%	No	<-10%	M incr	>10%	No	<-10%	M incr	>10%	No	<-10%	M incr	>10%	No	<-10%
mar-02 - jun-02	-4.8	2	1	12	-2.0	1	0	14	20	8	3	4	-2.0	1	0	14	20	8	1	5
jun-02 - ago-02	-9.7	0	0	16	-0.7	2	1	13	13	10	1	6	-0.6	4	1	11	28	11	0	5
ago-02 - oct-02	1.8	11	1	3	-0.4	2	1	11	-5	7	1	7	-0.7	2	1	12	5	8	4	3
oct-02 - nov-02	0.1	7	2	6	0.2	9	4	2	0	7	2	6	0.2	8	4	3	60	13	0	2
nov-02 - dic-02	42.6	15	0	0	3.3	14	1		-30	1	2	12	3.3	14	0	1	-130	1	0	14
dic-02 - feb -03	178.4	18	0	0	-1.9	1	1	16	25	14	2	2	-1.9	3	1	14	13	10	1	7
feb-03 - 2ªmar-03	-188.8	0	0	18	-0.9	3	2	13	-45	3	1	14	-1.0	1	3	14	-51	1	0	16
2º-mar-03 - may-03	-19.9	0	2	16	0.0	5	11	2	13	12	3	2	0.0	6	9	3	18	12	2	3
may-03 - jun-03	-34.4	0	0	18	-0.3	1	5	12	10	10	6	2	-0.3	4	2	12	14	12	1	5

4(b)	Q (L/s)				N-NO3-(mg/L)				N-NH4+ (microg/L)				DIN (mg/L)				PO43- (microg/L)				
	N	M incr	>10%	No	<-10%	M incr	>10%	No	<-10%	M incr	>10%	No	<-10%	M incr	>10%	<-10%	M incr	>10%	No	<-10%	
mar-02 - may-02	3	-63	0	0	2	-1.3	0	0	3	110	3	0	0	-1.1	0	0	3	150	2	1	0
may-02 - jun-02	3	3	0	1	1	-1.1	0	0	3	-45	0	0	3	-1.2	0	0	3	20	1	1	1
dic-02 - ene -03	6	-36	0	2	4	-1.4	0	0	6	23	5	0	1	-1.3	0	0	6	0	2	1	3
ene-03 - feb-03	6	562	6	0	0	-1.1	0	1	5	8	3	1	2	-1.1	0	1	5	3	3	1	2
feb-03 - 1ºmar-03	7	-467	0	0	7	-1.0	1	0	6	-5	1	3	3	-1.0	1	0	6	-55	0	0	7
1ºmar03 - 2ºmar-03	7	28	5	2	0	0.0	1	6	0	-10	2	0	5	0.0	1	6	0	0	0	5	2
jun-03 - oct-03	8	-8	0	1	7	-0.6	2	1	5	33	5	0	3	-0.3	4	0	4	-18	2	1	5

Incrementos de caudal

Como se vio en el primer apartado del capítulo, el caudal es muy variable y existen unas tendencias de cambio generales que afectan a todos los sitios en función de la época del año. La campaña de muestreo de marzo de 2002 se realiza tras un periodo previo relativamente lluvioso y con una tormenta durante la noche anterior de la recogida principal de muestras, a partir de ahí y hasta el agosto de 2002, el caudal disminuye más del 10% en todos los sitios de un periodo a otro (Tabla 4 y Fig. 10). Entre agosto y octubre de 2002 se produce un pequeño aumento de caudal en casi todos los sitios (+1.8 L/s de mediana) y en noviembre, y tras algunas lluvias los días anteriores al muestreo, en algunos sitios el caudal mantiene su reducción, mientras que aumenta en otros. Tras las fuertes lluvias de diciembre se produce un incremento sensible generalizado con una mediana de +42 L/s de incremento. Las fuertes crecidas de febrero de 2003 producen de nuevo un incremento general, mayor aún que el anterior, con una mediana de +172 L/s. Desde ese momento, el caudal desciende y en marzo de 2003 ha disminuido con una media de -188 L/s, esa disminución se mantiene, aunque con menor intensidad desde la segunda campaña marzo hasta mayo con una mediana de -19.9 L/s. La llegada del estiaje se hace notar en el caudal con un importante descenso (-34.4 L/s de mediana). Finalmente, el periodo seco se prolonga hasta octubre de 2003 y el caudal disminuye en todos los casos (-8 L/s de mediana). En la campaña de enero de 2003 (no incluida en la gráfica, ver Tabla 4b), pese a haber habido lluvias, no han sido tan fuertes como las de diciembre y el caudal disminuye en la mayoría de los casos. En la primera campaña de marzo de 2003 (con el terreno recién fertilizado pero sin lluvia), el caudal había descendido considerablemente desde febrero. En la siguiente campaña de marzo (tras un periodo lluvioso), el caudal había aumentado en 5 sitios de los 7 contrastados, con una mediana de +28 L/s.

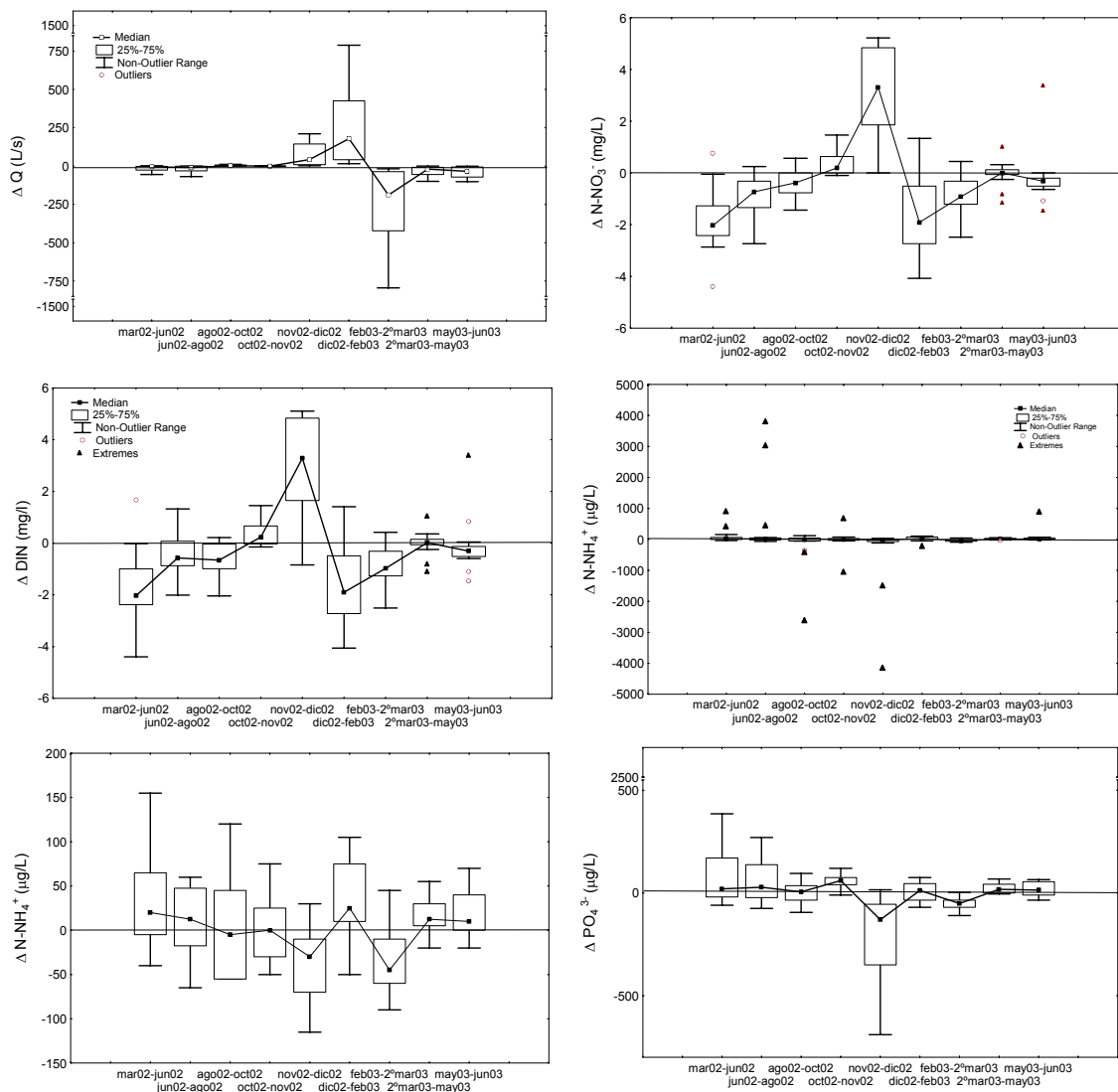


Figura 10. Incrementos absolutos de Q y de la concentración de nitrato, amonio y fosfato entre muestreos consecutivos. Las distribuciones situadas por debajo de 0 implican una disminución con respecto al muestreo anterior y por encima un aumento. Los datos del amonio se expresan con y sin sus extremos para así mejorar la interpretación.

Incrementos de nitrato

Los incrementos del nitrato de una campaña a otra, llevan en varias ocasiones una dinámica similar a la del caudal (hay que recordar la correlación positiva que existe entre ambas variables para muchos de los sitios de muestreo). Desde el mes de marzo de 2002 se produce una disminución de concentración paulatina hasta noviembre. Esta disminución se hace más fuerte entre marzo y el verano (-2 mg/L de mediana) y luego se suaviza. Entre octubre y noviembre (tras el inicio de la fertilización de parte de los cultivos y unas lluvias no muy fuertes) se produce un incremento moderado en 9 sitios. Es en diciembre 2002 se produce el incremento más importante registrado durante el

periodo de estudio (+3.3 mg/L de mediana). En febrero, se produce una disminución generalizada de la concentración, y aunque los valores medios de concentración son inferiores a los de diciembre, siguen siendo elevados (5.73 mg/L es el valor de la concentración nitrato (mediana) en diciembre frente a 3.21 mg/L en febrero). Pese a la fertilización y lluvias de marzo de 2003 la concentración continúa la disminución de forma general con respecto a febrero. Entre marzo y mayo la situación es bastante estable, incluso existen pequeños incrementos en algunos sitios. Avanzando hacia el estiaje las concentraciones disminuyen ligeramente, tanto de mayo a julio como de julio a octubre.

En el mes de enero 2003 la concentración de nitrato disminuye con respecto a diciembre (Tabla 4b) y en febrero disminuyó en relación a enero. Entre la primera campaña de marzo de 2003 y la segunda no se detectaron diferencias superiores al 10% más que en una ocasión (siendo éste un incremento muy ligero). De modo que pese al aumento del caudal y la fertilización de los campos, la concentración de nitrato no se ha visto sensiblemente modificada. En general, variación de la concentración de DIN es prácticamente idéntica a la del nitrato.

Incrementos de amonio

El amonio tiene una dinámica completamente diferente sin patrones claros entre campañas. En general los rangos de variación medios son muy estrechos y en muchas ocasiones, en varios sitios se produce un aumento mientras que en los otros una disminución. Los datos extremos que figuran en la gráfica (Figura 10), corresponden a los sitios T-1 y G-06 en los que la concentración de amonio se ve profundamente influida por la dilución debida a las lluvias. Entre noviembre y diciembre de 2002, con el aumento del caudal, se produce una disminución suave pero generalizada. Con la crecida de febrero, se producen unos ligeros incrementos en todos los sitios y una posterior disminución y recuperación del nivel en marzo. Entre las dos campañas de marzo de 2003 no se aprecian cambios.

Incrementos de fosfato

El fosfato tampoco presenta una dinámica claramente definida. En cierta medida su evolución es inversa a la del caudal (hay que recordar que en muchos sitios estaban

correlacionados negativamente). Tras marzo de 2002 la concentración de fosfato empieza a incrementarse en la mayoría de los sitios hasta noviembre, periodo en el que se produce un pequeño aumento general. Las lluvias de diciembre producen una fuerte dilución en todos los casos (-130 mg/L de mediana). En febrero con la crecida, la situación se invierte en varios sitios bajo influencias urbanas (T-1, G-06, G-10, G-12 o T-7) disminuyendo las concentraciones, mientras que en los restantes se producen aumentos. Aunque no son aumentos muy importantes, su influencia sobre los flujos fue muy notable debido al gran volumen de agua que circulaba por la cuenca. En el 2º muestreo de marzo la disminución respecto a febrero es clara en todos los sitios (la fertilización de marzo supone un aporte de fósforo). Hacia el verano se producen incrementos en la mayoría de los sitios pero sin alcanzar los valores de concentración previos a la crecida. Entre la 1ª y la 2ª campaña de marzo de 2003 no se produjeron variaciones.

5.2.4 Los flujos de nutrientes

A continuación se presentan los resultados de los flujos de nutrientes (nitrato, amonio DIN y fosfato) en los sitios de muestreo durante el periodo de estudio (Tabla 5). La información obtenida complementa el punto de vista de las concentraciones ya que permite conocer la cantidad total de material que está discurriendo por un tramo del río en un momento determinado.

Los máximos transportes corresponden en su gran mayoría a la crecida de febrero. En dicho momento se estaban exportando al río Ega 6.6 g/s de N en forma de nitrato (24 kg/h de N), 2.8 kg/h de N-NH_4^+ y 0.9 kg/h de PO_4^{3-} . Es presumible que en las 24 horas anteriores, cuando se desbordó el río y el acceso fue imposible, se exportara una cantidad muy superior.

Para todos los parámetros y sitios existe un sesgo positivo en la distribución de los datos, siendo la mediana inferior a la media, lo que indica unas pocas situaciones con flujos muy elevados. En algunas ocasiones el flujo es nulo correspondiendo a momentos en los que el tramo se secó (T-2, T-7 y G-14). Las cabeceras G-01 y G-02 no se secaron nunca pero sus concentraciones de nitrato o fósforo estuvieron en alguna ocasión por debajo del límite de detección del método analítico. Aunque el amonio en ambos tramos nunca estuvo bajo el límite de detección, su bajo caudal ha supuesto flujos muy bajos.

Tabla 5. Descriptiva de los flujos de nitrato, amonio, DIN y fosfato (a, b, c y d respectivamente). En los diferentes sitios de muestreo de este estudio. I.d. indica que aunque existía flujo de agua en ese momento, el análisis de concentración estuvo por debajo del límite de detección del método; <0.01 indica que sí existía flujo pero muy bajo; 0 indica que no circulaba agua.

Flujo N- NO ₃ ⁻ mg/s	Valid N	Mean	Minimum	Lower	Median	Upper	Maximum	CV
G-02	10	0.5	0.0	0.1	0.4	0.8	1.5	0.9
G-03	10	11.3	0.0	0.1	0.2	6.7	88.7	2.4
G-04	13	70.9	0.0	2.6	23.2	56.4	528.2	2.0
G-05	10	116.4	0.3	2.0	29.8	68.9	725.7	1.9
G-06	13	165.0	0.0	5.2	80.4	143.7	982.8	1.6
G-07	13	344.5	3.2	26.7	212.7	343.3	1752.3	1.4
G-09	10	439.5	5.1	21.6	188.4	379.0	2106.5	1.5
G-10	12	633.3	6.8	51.5	407.3	710.2	3093.3	1.4
G-12	14	830.2	6.6	29.2	393.0	974.2	4391.2	1.5
G-14	18	696.0	0.0	20.1	256.8	930.3	6649.6	1.5
G-01	11	0.3	0.0	0.0	0.1	0.4	2.4	2.1
T-1	11	61.5	0.5	3.9	29.8	82.6	274.0	1.3
T-2	10	42.7	0.0	0.1	15.3	27.3	245.2	1.8
T-3	10	85.9	0.0	2.7	36.1	61.9	434.9	1.6
T-4	11	112.4	0.0	0.2	5.0	94.6	730.0	2.0
T-5	11	117.1	2.7	5.9	24.5	149.3	619.2	1.6
T-6	10	33.1	0.0	1.1	8.2	49.0	202.8	1.9
T-7	10	222.5	0.0	0.0	62.7	213.2	1189.0	1.7

Flujo DIN mg/s	Valid N	Mean	Minimum	Lower	Median	Upper	Maximum	CV
G-02	10	1.2	0.1	0.2	0.6	1.6	5.2	1.3
G-03	10	12.0	0.0	0.2	0.5	8.2	92.2	2.4
G-04	13	74.1	0.0	3.2	23.6	59.0	553.6	2.0
G-05	10	120.5	0.3	2.2	31.3	71.5	757.0	1.9
G-06	13	176.4	5.4	17.4	84.6	150.0	1027.4	1.6
G-07	13	352.2	3.3	27.6	217.3	350.6	1813.9	1.4
G-09	10	448.1	5.3	22.4	192.3	383.7	2164.8	1.5
G-10	12	643.5	7.1	53.3	413.2	724.3	3140.3	1.4
G-12	14	843.8	6.8	33.5	400.9	993.8	4460.3	1.5
G-14	18	711.1	0.0	20.8	261.5	940.8	7435.3	1.5
G-01	11	0.8	0.0	0.0	0.2	0.7	6.9	2.4
T-1	11	69.4	7.4	8.5	39.0	96.3	287.0	1.2
T-2	10	43.0	0.0	0.1	15.4	27.3	247.0	1.8
T-3	10	86.4	0.0	2.7	36.2	62.3	439.0	1.6
T-4	11	114.2	0.1	0.2	5.1	97.1	742.5	2.0
T-5	11	119.2	2.7	6.1	25.1	151.3	634.4	1.6
T-6	10	33.5	0.0	1.2	8.3	49.0	205.5	1.9
T-7	10	224.6	0.0	0.0	64.4	215.0	1197.2	1.7

Flujo N- NH ₄ ⁺ mg/s	Valid N	Mean	Minimum	Lower	Median	Upper	Maximum	CV
G-02	10	0.7	0.0	0.1	0.2	0.6	4.4	2.0
G-03	10	0.7	0.0	0.0	0.2	0.8	3.5	1.6
G-04	13	3.3	0.0	0.4	0.7	2.7	58.4	2.1
G-05	10	4.1	0.0	0.3	0.8	2.7	31.3	2.3
G-06	13	11.4	1.8	5.4	8.7	10.0	89.0	1.0
G-07	13	7.8	0.1	0.9	1.8	5.2	110.1	2.1
G-09	10	8.6	0.1	0.4	2.9	7.3	105.0	2.1
G-10	12	10.2	0.3	1.9	5.5	12.4	142.8	1.3
G-12	14	13.6	0.1	2.5	8.0	19.6	223.8	1.3
G-14	18	15.1	0.0	0.7	5.4	11.4	785.7	1.9
G-01	11	0.5	0.0	0.0	0.1	0.3	4.5	2.7
T-1	11	7.9	1.0	2.2	9.3	12.7	13.7	0.6
T-2	10	0.2	0.0	0.0	0.0	0.2	1.7	2.2
T-3	10	0.6	0.0	0.0	0.1	0.4	4.1	2.2
T-4	11	1.8	0.0	0.0	0.2	2.1	12.5	2.1
T-5	11	2.1	0.1	0.1	0.5	2.0	15.2	2.1
T-6	10	0.4	0.0	0.0	0.1	0.2	2.7	2.3
T-7	10	2.2	0.0	0.0	1.1	3.0	8.1	1.3

Flujo PO ₄ ³⁻ mg/s	Valid N	Mean	Minimum	Lower	Median	Upper	Maximum	CV
G-02	10	0.11	0.00	0.01	0.04	0.09	0.48	1.5
G-03	10	0.44	0.01	0.03	0.09	0.18	3.50	2.4
G-04	13	3.99	0.00	0.20	0.39	0.89	43.45	3.0
G-05	10	3.21	0.06	0.20	0.55	1.63	25.81	2.5
G-06	13	7.75	0.56	3.54	4.79	7.86	35.17	1.2
G-07	13	7.39	0.57	1.35	4.08	6.83	46.93	1.7
G-09	10	6.29	0.99	1.47	3.73	5.48	40.63	1.6
G-10	12	14.08	1.58	2.11	8.29	14.37	68.28	1.4
G-12	14	18.04	1.54	5.95	12.31	20.11	117.29	1.0
G-14	18	16.00	0.00	0.72	6.75	11.39	261.91	2.2
G-01	11	0.01	0.00	0.01	0.01	0.02	0.04	1.0
T-1	11	4.77	0.52	3.53	5.36	6.00	7.52	0.5
T-2	10	0.18	0.00	0.00	0.03	0.10	1.48	2.6
T-3	10	0.30	0.00	0.02	0.03	0.17	2.36	2.5
T-4	11	2.35	0.01	0.03	0.28	1.86	18.79	2.3
T-5	11	2.63	0.02	0.24	0.69	2.53	19.16	2.1
T-6	10	0.27	0.00	0.03	0.05	0.12	1.96	2.2
T-7	10	6.23	0.00	0.00	1.85	9.69	28.45	1.4

Los flujos y concentraciones de otras cabeceras fueron también muy bajos. En G-01, G-02, G-03 se han medido flujos de amonio mayores que los de nitrato en varias ocasiones (lo que implica un valor de $\text{N-NO}_3^- : \text{N-NH}_4^+ < 1$) en el 45%, 20% y 30% de los casos respectivamente. Como se comentó en los Capítulos 3 y 4, el nitrato suele pasar a ser la especie molecular de DIN predominante en las cabeceras de la cuenca mientras que en la lluvia siempre predomina el amonio, produciéndose además una importante disminución de la concentración del DIN (79% de disminución media), con respecto a la lluvia. Los flujos de amonio también fueron superiores a los de nitrato en T-1 y G-06 (afectados por el vertido urbano) durante el periodo seco de 2002 (agosto, octubre y noviembre). En los resto de sitios, el flujo de nitrato ha sido claramente superior. Los coeficientes de variación (CV) de casi todas las variables en todos los sitios se encuentran entre 1.5 y 2.5. Sin embargo, los CV del flujo de amonio y fosfato en T-1 el CV son 0.6 y 0.5 respectivamente indicando la existencia de un flujo muy constante en el tiempo que depende del vertido y no de las condiciones del territorio o hidrología. El flujo de nitrato en ese tramo tiene un CV de 1.3 indicando una mayor variabilidad en el tiempo y un origen probablemente diferente o mixto.

5.2.5 Evolución temporal de las concentraciones y flujos en algunos sitios del río Galbarra.

En esta sección se presenta la evolución de los flujos de nitrato, amonio y fosfato en G-12 y G-14 a lo largo de las distintas campañas de muestreo. También se presenta la evolución de estos, así como los concentración y caudal cuando se han recogido varias muestras en un mismo sitio durante los dos días de campaña, con objetivo de estudiar las variaciones instantáneas de concentración en función del caudal.

Los flujos de nitrato

Al realizar un seguimiento del flujo en algunos sitios del eje, se comprueba de nuevo la gran variabilidad existente en función del periodo de estudio. En la Figura 11 se puede observar la variación de la concentración y flujo de nitrato en G-02, G-12 y G-14 durante el periodo de estudio. Estos sitios son de especial importancia ya que G-02 no recibe el drenaje zonas con cultivos o pueblos, G-12 es el último sitio con impactos previos importantes y G-14, al ser la desembocadura, permite conocer la cantidad total de material que es definitivamente exportado al Ega a través de las aguas fluviales.

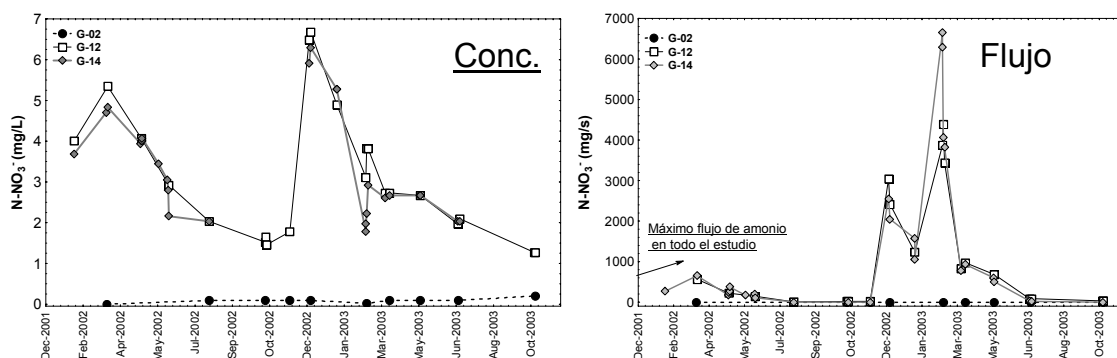


Figura 11. Evolución temporal de las concentraciones y flujos de nitrato en G-02, G-12 y G-14 durante el periodo de estudio.

Los nitratos mostraron unas concentraciones elevadas en marzo de 2002, tras las tormentas de los 2 últimos días, estas concentraciones fueron similares a las de enero de 2003, aunque inferiores a las encontradas en diciembre 2002. Los caudales de marzo de 2002 no fueron demasiado altos, por tanto los flujos tampoco (2.3 kg/h de N-NO_3^- en desembocadura). A partir de ahí el flujo empieza a reducirse por la caída progresiva de los caudales y de concentración de nitrato. En mayo de 2002 se tomaron 4 muestras en las desembocadura a los largo de 3 días bajo unas condiciones de lluvia mantenida e intensidad variable. Se produjo un aumento progresivo del caudal desde 42 a 92 L/s. Las concentraciones de nitrato se mantuvieron invariables por lo que el flujo se duplicó pasando de 0.6 a 1.36 kg/h dependiendo exclusivamente de la variación del caudal. En junio las tormentas tampoco produjeron grandes variaciones de concentración en desembocadura. En agosto, debido a la disminución drástica de caudales y concentraciones se alcanzaron los flujos mínimos en todos los sitios (0.02 kg/h en G-12 y 0.01 en desembocadura).

En octubre de 2002 la desembocadura se secó, en el resto de los sitios del río Galbarra se realizaron 3 tomas de muestras el 15 y el 17 de octubre con tormentas nocturnas de 6 y 8 L/m^2 , pese a la variación de caudal producida no se dieron variaciones importantes en la concentración de nitrato sufriendo pequeñas oscilaciones en unos y otros sitios. Pese a la disminución de la concentración con respecto a agosto, el incremento de caudal ha implicado un aumento general de los flujos (0.06 kg/L en G-12) salvo en la desembocadura seca. El aumento moderado del caudal y la concentración en noviembre produjo también una subida moderada de los flujos. El flujo en desembocadura sigue siendo 0.

Los mayores flujos de nitrato se han producido en los meses de invierno; el drástico aumento de concentración y de caudal que se produce en diciembre supone un enorme incremento del flujo de nitrato en cada tramo (10.9 y 9.2 kg/h de N-NO_3^- en G-12 y G-14 respectivamente el 13 de diciembre). Estos flujos se alcanzaron tras 12 días de fuertes lluvias (200 L/m^2) distribuidos en distintas tormentas el 13-dic-03 (recogiendo datos en los mismos 6 lugares habituales del río Galbarra el 15-dic-06). En ningún momento durante la recogida de muestras se registraron flujos de escorrentía superficial importantes ya que no se trabajó durante las tormentas. Pese a que hubo una tormenta entre ambos días (7.5 L/s), no fue tan fuerte como las anteriores y los caudales entre el 13 y el 15 disminuyeron en todos los sitios mientras que las concentraciones de nitrato se mantuvieron más o menos constantes aumentando ligeramente en algunos sitios y disminuyendo en otros. Esto hace suponer que este importante flujo de nitratos es debido a la lixiviación de los suelos fertilizados arrastrando el agua el N hasta el río por la vía subsuperficial.

En enero de 2003 se produce una moderada disminución de la concentración y caudal que suponen una disminución del flujo en todos los sitios (3.8 kg/h en desembocadura). En esas fechas se realizaron 2 recogidas de muestras en G-14, la primera tras unas lluvias nocturnas (5 L/m^2) y la segunda varias horas después. Pese a que el caudal disminuyó considerablemente (de 297 a 200 L/s), la concentración de nitrato no varió.

En febrero de 2003, el gran aumento de caudal que se produjo implicó el máximo transporte de N-NO_3^- encontrado en este estudio pese a la disminución de concentraciones con respecto a enero. Entre el 27 y el 28 de febrero, se recogieron muestras en los sitios habituales del río Galbarra en dos ocasiones y hasta en 4 en desembocadura los días siguientes. En todos los casos las concentraciones del primer día fueron inferiores a las detectadas al día siguiente. Por ejemplo, en G-12 se midieron 3.11 mg/L de N-NO_3^- el día 27 y 3.82 el día 28 con una disminución del caudal de 1243 a 1150 L/s (Fig. 12). Se supone que se venía produciendo la lixiviación de nitratos en todo el territorio como ocurría en diciembre y enero por las lluvias ordinarias. Esta importante tormenta ha supuesto un enorme aporte de agua sobre los cultivos pero también una fuerte recarga del acuífero con gran descarga desde los manantiales, lo que implica una dilución de los nitratos que están siendo aportados al río subsuperficialmente desde los cultivos. El 2 de marzo en el sitio G-12 la concentración

ya se había estabilizado pese a la disminución del caudal lo que no ocurrió en desembocadura.

A pesar de que siempre se produce un incremento progresivo de la concentración de nitratos según avanza el río (ver siguiente sección) esta tendencia se rompe entre G-12 y G-14. Esta disminución de la concentración se ha detectado en varias campañas, pero fue especialmente notable durante la gran crecida de febrero donde llegó a ser del 40%. El día 27 se detectó un gran incremento de caudal entre G-12 y G-14, en los días siguientes los caudales de ambos puntos se van aproximando. Las conexiones con el karst del tramo final del río Galbarra solo desaguan sobre este último en periodos hidrológicos extremos produciendo grandes aportes de agua al último tramo del río Galbarra. Esto explica con seguridad la dilución de la concentración de nitrato así como la mayor demora en la estabilización de su concentración en G-14.

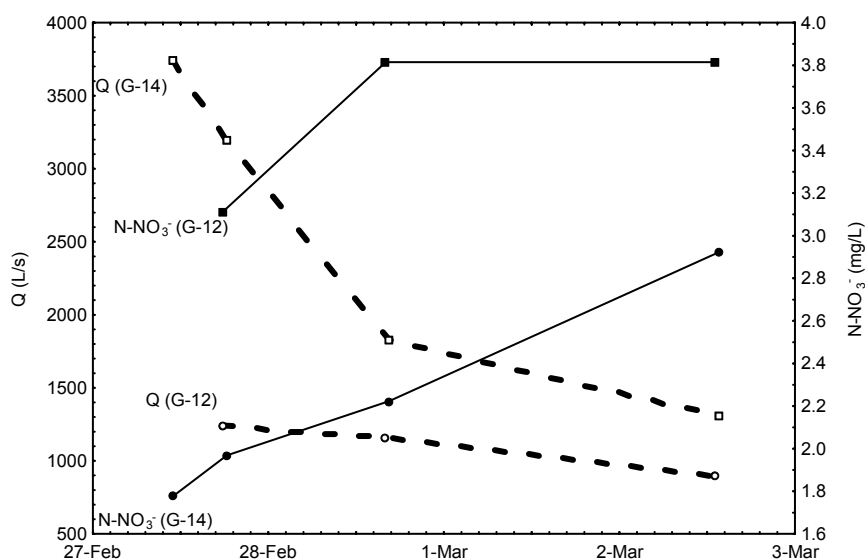


Figura 12. Evolución del caudal y de la concentración de nitrato en los sitios G-12 y G-14 durante la crecida de febrero de 2003.

El 25 de marzo, tras 20 días sin llover y con todos los cultivos fertilizados con nitrato amónico, el caudal ha descendido mucho (299.5 L/s en G-14), pero todavía es mayor al caudal de enero. La concentración de nitrato disminuyó un 65% de media con respecto a febrero y los flujos (2.8 L/s de N-NO₃⁻ en G-14) se situaron ya por debajo de los de enero. El 30 de marzo se realizó la campaña tras varios días de lluvia (27 L/m²) que supusieron un incremento de los caudales pero no de las concentraciones de nitrato (Fig. 13). El incremento de los flujos (18% de media) del 25 al 31 (3.3 kg/h de N-NO₃⁻ en G-14 el 31 de marzo frente a los 2.8 kg/h el 25 de marzo) corresponde por completo al

incremento del caudal. Entre G-12 y G-14 se produce una pequeña disminución de concentración y flujo que implica ya un flujo inferior en desembocadura.

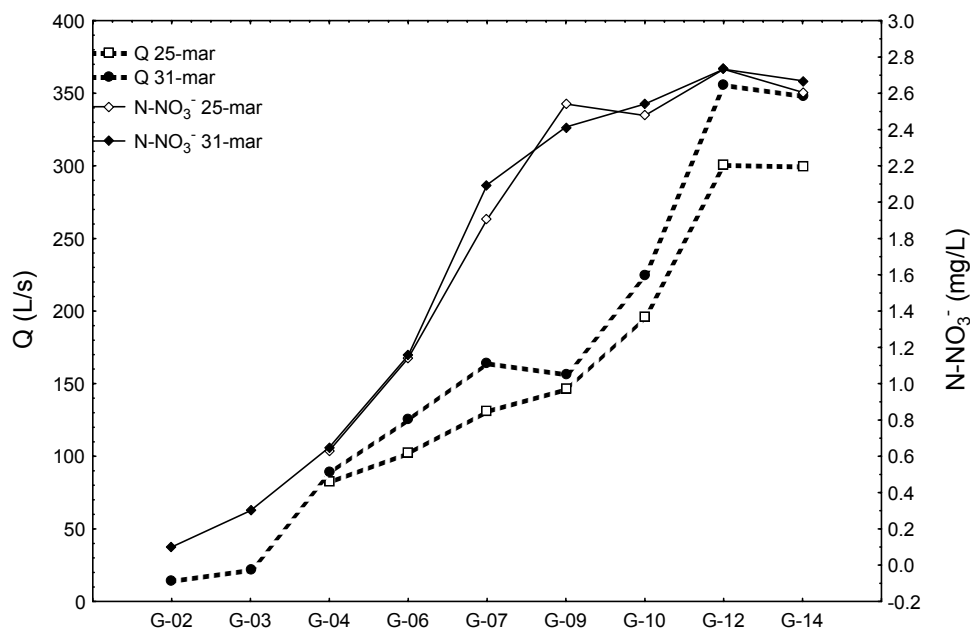


Figura 13. Evolución del caudal y de la concentración de nitrato a lo largo del río Galbarra en los días 25 y 31 de marzo de 2003. Las muestras del 25-03-03 se tomaron con los cultivos recién fertilizados con nitrato-amónico y antes de las lluvias; entre el 25 y el 30 se produjo un periodo de lluvias. Nota: los datos del 25 de marzo comienzan en G-04.

Entre marzo y mayo de 2003 las concentraciones de nitrato no variaron prácticamente nada entre cada sitio, pero el caudal disminuyó en todos ellos, lo que supuso una disminución generalizada de flujos (1.8 kg/h en desembocadura). El 10 de mayo, tras las lluvias de los últimos días, se recogió una muestra en desembocadura y otra el 11 de mayo, aunque el caudal disminuyó 65 L/s el segundo día, la concentración de nitrato permaneció invariable (2.67 mg/L de N-NO₃⁻).

Entre mayo y julio se produjo una importante disminución de caudal y concentración que llevó a una gran disminución de los flujos en el río. En junio se da una importante diferencia de flujo entre G-12 y G-14 debido a una gran pérdida de caudal entre ambos (0.3 frente a 0.07 kg/h de de N-NO₃⁻ en G-12 y G-14, respectivamente). Los valores de caudal y nitrato medidos dos días antes en los mismos sitios son muy similares a estos.

En octubre de 2003 la desembocadura se secó de nuevo. En el resto de sitios, los caudales y las concentraciones fueron inferiores a los de julio y los flujos muy bajos (0.1 kg/h en G-12 y 0 kg/L de N-NO₃⁻ en desembocadura), tras volver recoger datos en G-12, 24 horas después, se obtuvieron resultados similares para ambas variables.

Los flujos de amonio

La dinámica de los flujos de amonio ha sido muy diferente a la del nitrato tanto en el espacio como en el tiempo (Fig. 14). Las concentraciones son en ocasiones mayores en cabecera y en sitios intermedios que en G-12 o G-14. De cabecera a desembocadura existen drásticos aumentos y disminuciones de concentración a lo largo del río y en ocasiones, los flujos de amonio de los tramos medios son superiores a los de los tramos inferiores. Como se explicó anteriormente, la variación concentración de amonio entre campañas es muy heterogénea produciéndose aumentos en algunos sitios y disminución en otros. En muchas ocasiones, entre varias mediciones en un mismo sitio y campaña de muestreo, se registró mucha mayor variabilidad que en el caso del nitrato.

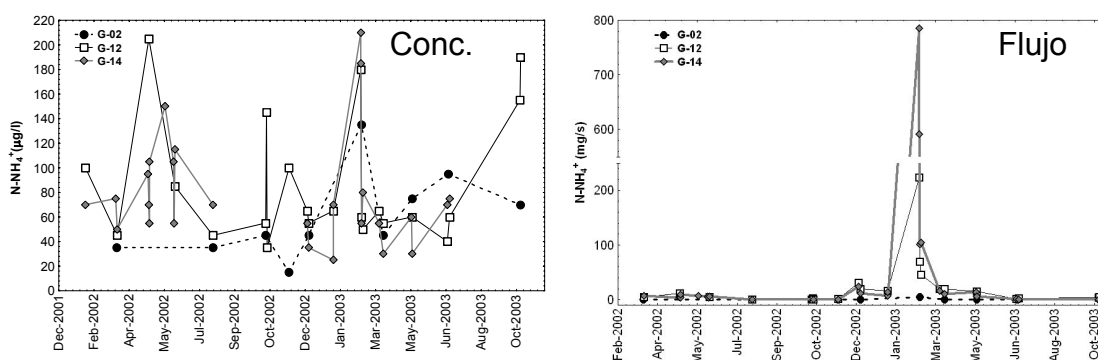


Figura 14. Evolución temporal de las concentraciones y flujos de amonio en G-02, G-12 y G-14 durante el periodo de estudio.

Los flujos máximos se concentran también en la crecida de febrero, pero además, es en este momento cuando se detectan las mayores concentraciones de amonio en G-12 y G-14 lo que supone una fuerte exportación de N en forma de amonio al río Ega. Sin embargo, la dinámica general del amonio a lo largo del río Galbarra está determinada en gran parte por el importante aporte del vertido de Gastiáin a través de T-1. Este flujo, ha influido en diferente medida en las concentraciones del río Galbarra en función del caudal que diluye el importante pero relativamente constante flujo proveniente de T-1.

En muchas de las campañas, principalmente en las de los periodos secos, el máximo flujo se dio en G-06. Por lo que aguas abajo, ese amonio ha tenido que ser retenido, oxidado o asimilado. En algunas ocasiones la concentración de amonio se ha visto muy influida por lluvias cercanas. Como se comentó en el Capítulo 4, las lluvias suponen un importante aporte de nitrógeno amoniacal lo que implica una entrada extra de amonio directamente al río y en ocasiones también a través del agua de escorrentía. Por tanto, aunque el agua de lluvia puede diluir los vertidos puntuales ricos en amonio (hay que

recordar la fuerte correlación entre caudal y concentración de amonio en T-1 y G-06), también puede suponer aportes del mismo.

En mayo de 2002, aunque el nitrato no varió de concentración en desembocadura con la tormenta, el amonio lo hace considerablemente. Inicialmente el aumento de caudal hace disminuir la concentración de amonio por la dilución de los focos puntuales aunque en el momento final bajo una fuerte lluvia con fenómenos de escorrentía superficial, se invierte la tendencia y el caudal y la concentración de amonio alcanzan sus máximos simultáneamente (Fig. 15).

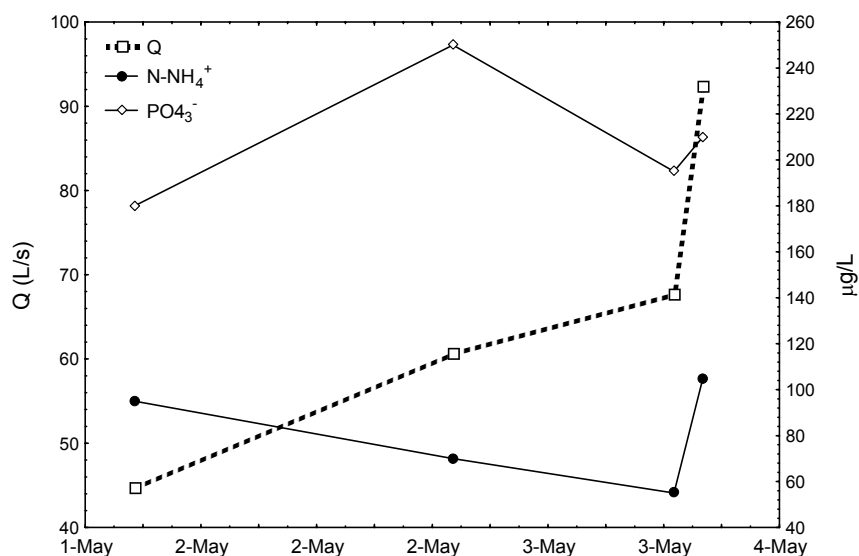


Figura 15. Variación del caudal y la concentración de amonio y fosfato en G-14 durante las lluvias de mayo de 2002.

Las tormentas de junio, sin embargo, no supusieron el aumento de la concentración de amonio con el caudal sino una disminución por dilución. En octubre de 2002 las fuertes tormentas del 16 y 17 de octubre produjeron un aumento de la concentración de amonio con respecto al día 15 (Fig. 16).

En diciembre, con el aumento de los caudales, también se registró un incremento del flujo de amonio que no fue tan grande como el del nitrato ya que las concentraciones no experimentaron grandes variaciones con respecto a meses anteriores. Entre el 13 y el 15 de diciembre las concentraciones de amonio descendieron ligeramente en todos los sitios junto con la disminución del caudal. En enero del 2003 disminuyó el caudal y aumentó la concentración de amonio en casi todos los sitios y en relación al mes anterior aumentó el flujo en los tramos altos y disminuyó en los inferiores. De nuevo, en desembocadura, con la disminución de caudal del día 19 de enero, se produjo un

aumento de la concentración de amonio pasándose de 25 $\mu\text{g/L}$ por la mañana con un caudal de 297 L/s a 75 $\mu\text{g/L}$ con un caudal de 200 L/s por la tarde.

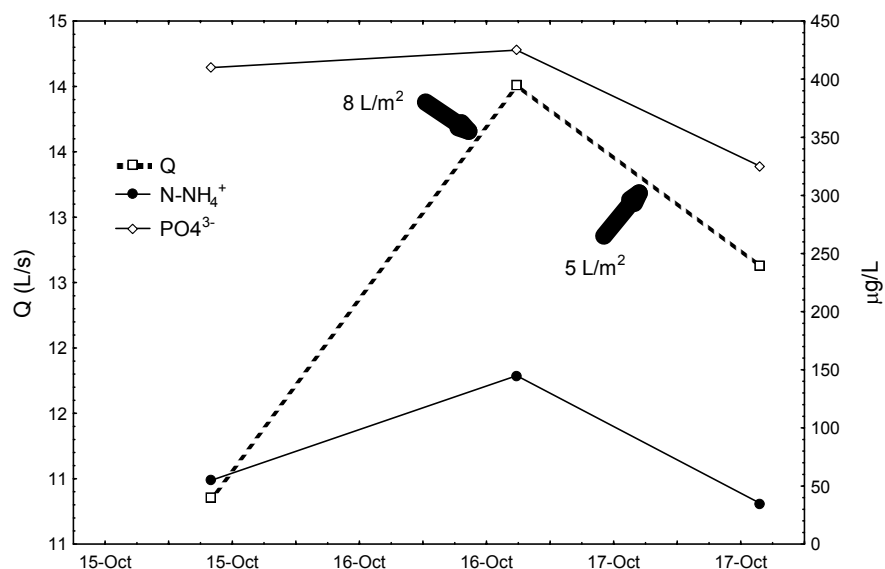


Figura 16. Variación del caudal y de la concentración de amonio y fosfato en G-12 durante las lluvias de octubre de 2002.

En la primera recogida de datos de la crecida de febrero que presentó los caudales más altos registrados, se alcanzaron los máximos valores de concentración de amonio en todos los sitios a excepción de G-06 donde se produjo una clara dilución del vertido urbano. También se alcanzaron las mayores concentraciones en cabecera. Por tanto, los flujos de amonio fueron los más altos de los registrados con gran diferencia. En este periodo, la tendencia se invirtió con respecto al nitrato y la concentración de amonio disminuye conforme lo hace el caudal (Fig. 17). Probablemente, aparte del lavado del territorio, la lluvia está aportando gran cantidad de amonio que el suelo no es capaz de retener y es transportado por escorrentía superficial hasta el río. La retención del amonio aumentará conforme disminuya el volumen de agua circulante por la cuenca. La disminución de la concentración y del caudal en cuestión de horas y días implica la rápida reducción del flujo de amonio que está siendo exportado al río Ega.

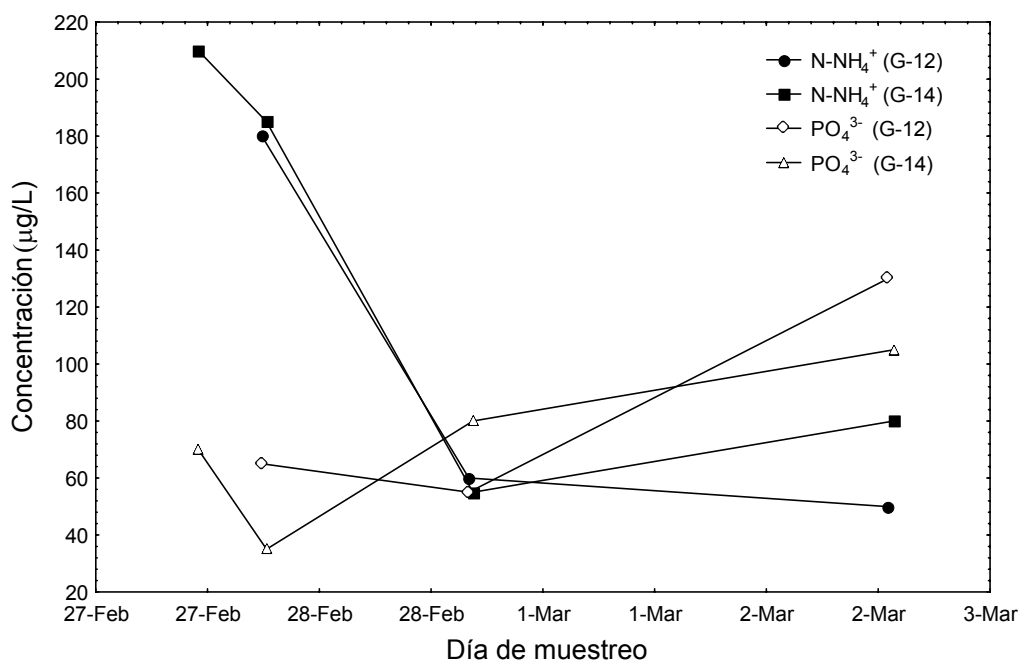


Figura 17. Variación de la concentración de amonio y fosfato en la crecida de febrero de 2003 en G-12 y G-14.

En las dos campañas de marzo de 2003 se produjo una disminución generalizada de la concentración de amonio con respecto a febrero. Con el incremento de caudal del 31 de marzo, tras la fertilización con nitrato-amónico y las lluvias, se detectó una disminución general de la concentración en casi todos los sitios del río Galbarra con respecto a la campaña del 25 de marzo. En G-06 la concentración disminuye casi un 50% debido a la dilución del vertido. La disminución de concentración de amonio entre el 25 y el 31 de marzo fue también importante en G-14 y pese al aumento de caudal, el flujo disminuyó pasando de 0.06 a 0.04 kg/h. Aunque se produjo un ligero aumento de las concentraciones, la disminución del caudal supuso una disminución del flujo de amonio conforme se acerca el verano.

Los flujos de fosfato

Los flujos de fosfato presentan una dinámica diferente a la de los otros compuestos aunque el máximo exportación coincide también con la crecida de febrero de 2003 (Fig. 18). El gran aporte de fosfato desde T-1 se manifiesta en G-06 y la disminución de la concentración aguas abajo no es tan drástica como la del amonio. En este caso es en G-12 donde se alcanzan los máximos flujos para la mayoría de las ocasiones y no se dan en G-06 como ocurría con el amonio.

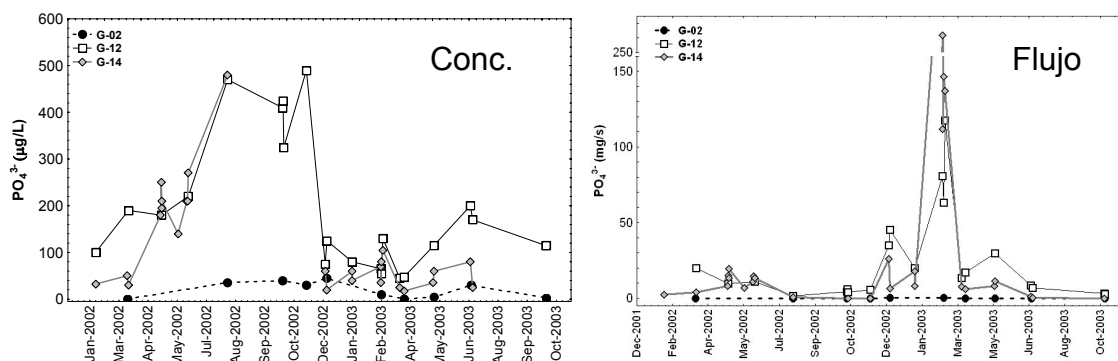


Figura 18. Evolución temporal de las concentraciones y flujos de fosfato en G-02, G-12 y G-14 durante el periodo de estudio.

La evolución de los flujos a lo largo del río Galbarra (que no las magnitudes), suele ser muy uniforme en todas las campañas: un flujo creciente de fosfato de cabecera a desembocadura con un pico en G-06, una pequeña disminución en los siguientes sitios, un máximo en G-12 y una disminución en G-14 como se ve en el ejemplo de la Figura 19.

Las temporadas de mínimos caudales corresponden con las de mayores concentraciones, pero los flujos resultantes son menores en estas etapas. En diciembre de 2002, aunque la concentración de fosfato disminuyó drásticamente en todos los sitios, el gran aumento de caudal supuso que se alcanzaran grandes flujos.

La dinámica del fosfato en una misma campaña bajo condiciones cambiantes ha resultado ser diferente a la del nitrato y el amonio. En mayo de 2002 (Fig. 15) el primer aumento de caudal también supuso un aumento de la concentración de fosfato que posteriormente disminuyó y volvió a aumentar con la subida final de caudal. En octubre de 2002, fosfato y amonio se comportan de manera similar (Fig. 16). En diciembre, sin embargo, entre el 13 y el 15 la concentración de fosfato aumenta en los tramos inferiores debido probablemente a una disminución de la dilución en el día 15 con respecto al día 13. La disminución de caudal durante el 19 enero no produjo apenas variación en la concentración de fosfato en desembocadura.

En febrero, en el momento de la crecida se encontró una concentración bastante baja que disminuyó al día siguiente y comenzó a aumentar a partir de ahí con la disminución del caudal (Fig. 17). Se trata de variaciones menores a las del amonio en la misma situación. Las concentraciones en las campañas de marzo de 2003 fueron muy similares entre sí por lo que las variaciones de los flujos se debieron al incremento del caudal. En mayo, con la disminución general de los caudales de la cuenca, las concentraciones

aumentaron y se produjo un incremento de los flujos. Aunque en julio siguen incrementándose las concentraciones, la caída de los caudales implicó ya una disminución de los flujos que continuó hasta octubre de 2003.

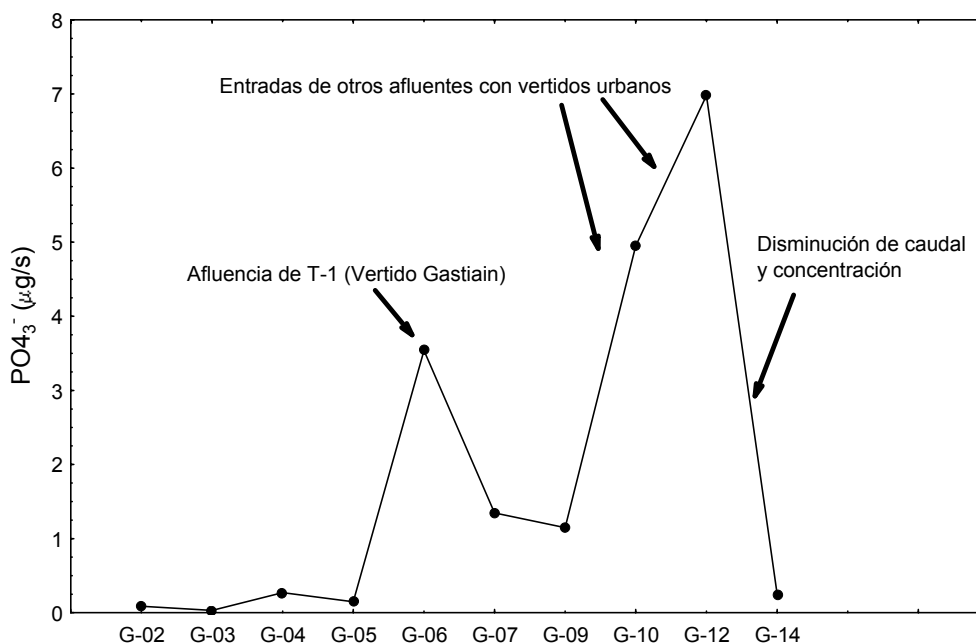


Figura 19. Variación del flujo de fosfato de cabecera a desembocadura en julio de 2003. Corresponde a la variación habitual de muchas de las campañas aunque con distintas magnitudes.

5.2.6 La tormenta de octubre de 2003

El 12 octubre de 2003 tras realizar la recogida de muestras habitual, a las 18:00 h se inició una fuerte tormenta de 9 L/m^2 en 40 minutos. Habían pasado 10 días sin lluvias importantes y los cultivos se encontraban desnudos o en rastrojo y sin fertilizar. La lluvia ocasionó una crecida instantánea del caudal transportando grandes cantidades de sedimentos. Se aprovechó la ocasión (ya que en este trabajo no habían sido tenidos en cuenta este tipo de pulsos) y se tomaron varias muestras en G-12 y otras en otros tramos habituales. Las muestras recogidas no son comparables entre sitios ya que los cambios de caudal eran perceptibles a simple vista y en los desplazamientos entre sitios producían grandes variaciones (*Transit-time errors*; ver Capítulo 2). Pese a la tormenta, el agua no alcanzó la desembocadura en ningún momento. Es importante tener en cuenta que la noche anterior había caído una pequeña lluvia de 1 L/m^2 con las más altas concentraciones de nitrato y amonio registradas en este estudio (1.52 y 2.35 mg/L de N, respectivamente) pero que por su escasa magnitud produjo una menor entrada de N que otros episodios (1.52 y 2.35 mg/m^2 de N, respectivamente, ver Capítulo 4). La tormenta

de la tarde, con una concentración de nitrato y amonio muy inferior (0.15 y 0.54 mg/L de N, respectivamente) produjo una entrada menor de nitrato, pero muy superior de amonio (1.5 y 5.4 mg/m² de N, respectivamente).

En G-12, a las 18:30 h prácticamente ya se había duplicado el caudal de la mañana (Fig. 20) pasándose de 23 a 40 L/s y los SS experimentaron un gran aumento alcanzando su máximo durante la tormenta (818 mg/L). El caudal continuó creciendo mientras que los SS comenzaron a disminuir y se estabilizaron. La velocidad de los cambios hace pensar en una gran heterogeneidad en los tiempos de llegada del agua desde las distintas subcuencas, orígenes y manantiales de la cuenca.

Durante la tormenta, las variaciones de concentración de nitrato fueron muy leves mientras que las de amonio y el fosfato fueron muy grandes (Fig. 21). Todas mantuvieron dinámicas similares a las del caudal excepto el amonio que en el último momento experimentó un gran incremento y alcanzó su máximo. Para el amonio y el fosfato se alcanzan los valores máximos de concentración de G-12 y de los mayores registrados en todos los sitios de este estudio (2510 y 2910 µg/L, respectivamente). De todas las variables es el fosfato el que siguió la evolución más paralela a la de los sólidos en suspensión.

En esos instantes se transportaron grandes flujos de amonio y fosfato (Fig. 22) sólo superados en ese sitio por los de diciembre de 2002 (para el fosfato) y los de febrero de 2003 (para ambos) cuando la concentración fue mucho menor, pero el flujo de agua enorme. Los flujos de nitrato fueron similares a los de los mismos periodos en 2002 y dependieron fundamentalmente de la variación del caudal y no de la de la concentración. Al final de la tarde el flujo de nitrógeno amónico llegó a superar al del nítrico ($\text{N-NO}_3^- : \text{N-NH}_4^+ < 1$), situación que solamente se ha dado algunas veces en cabecera y en T-1.

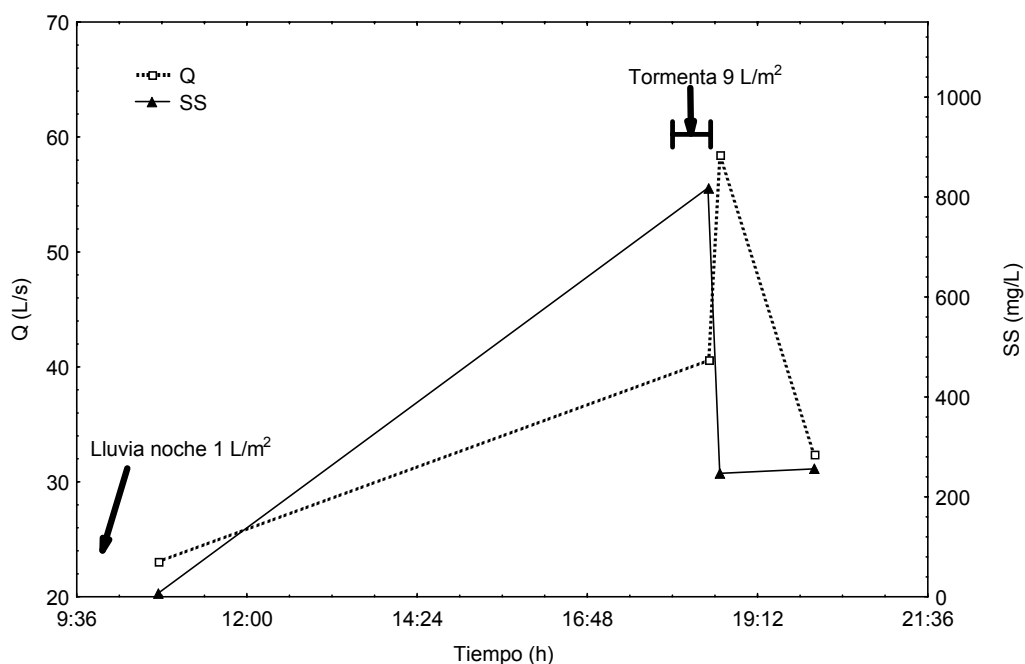


Figura 20. Variación del caudal y de los sólidos en suspensión (SS) en el sitio G-12 durante el día 12 de octubre de 2003, en el que se produjo una intensa y corta tormenta en la que se recogieron 9 L/m^2 en 40 minutos.

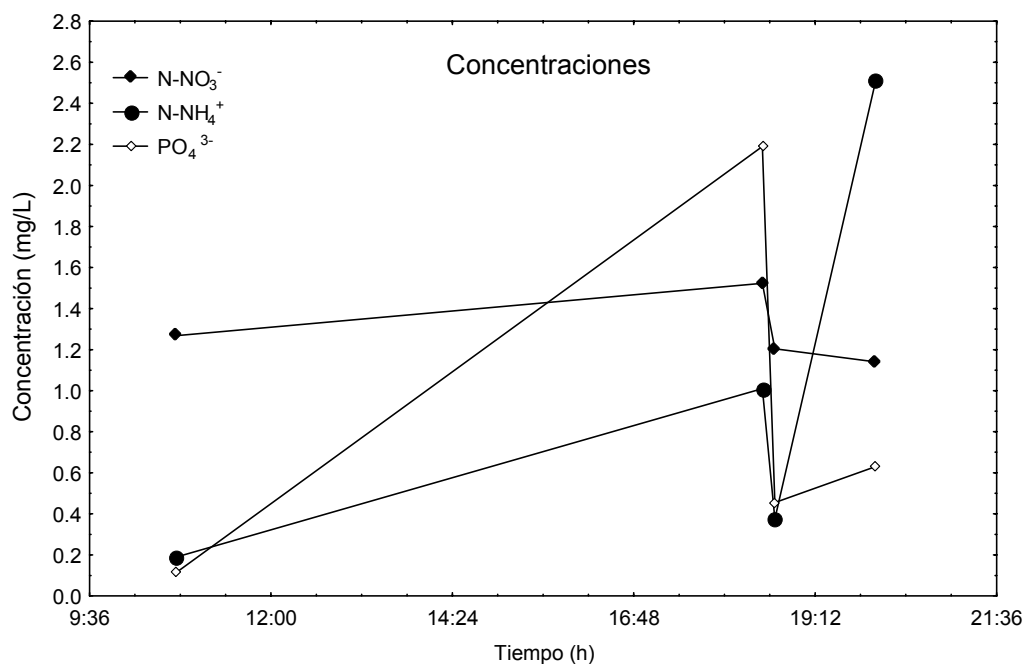


Figura 21. Variación la concentración de nitrato, amonio y fosfato en el sitio G-12 durante el día 12 de octubre de 2003, en el que se produjo una intensa y corta tormenta en la que se recogieron 9 L/m^2 en 40 minutos.

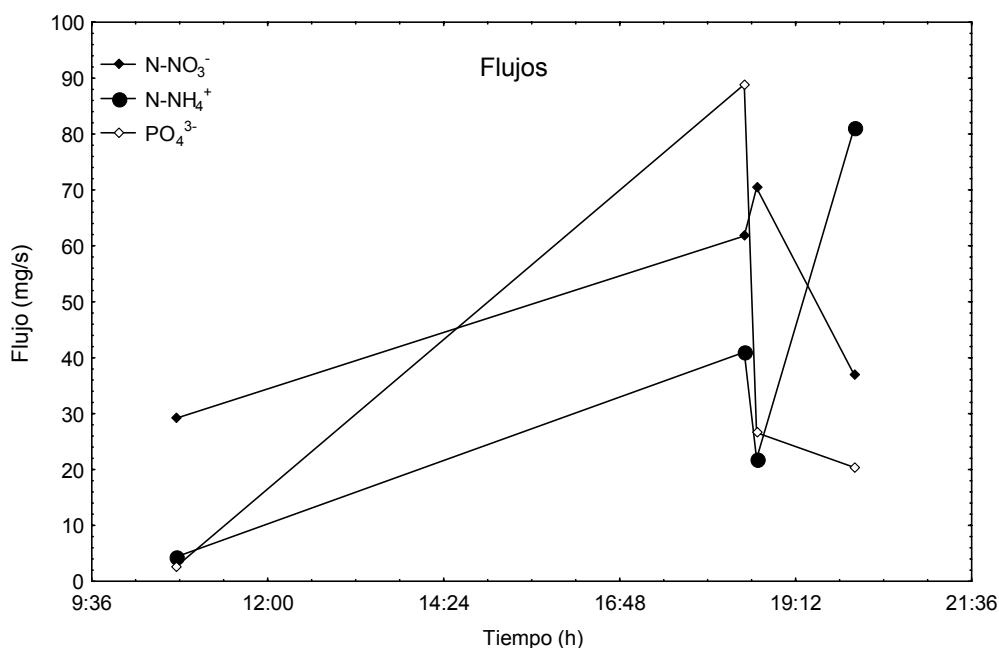


Figura 22. Variación los flujos de nitrato, amonio y fosfato en el sitio G-12 durante el día 12 de octubre de 2003, en el que se produjo una intensa y corta tormenta en la que se recogieron 9 L/m² en 40 minutos.

En los demás sitios se detectó una gran heterogeneidad en la respuesta a la tormenta (Tabla 6). Las concentraciones de nitrato fueron bastante estables mientras que el amonio y el fosfato han variado en distintos sentidos. En G-06 ambos han disminuido su concentración con la tormenta por debido a una dilución del vertido superior al aporte. En G-04, en el momento de la recogida de muestras, el agua era prácticamente blanca debido a la fuerte erosión de las cárcavas margoso-carbonatadas de cabecera. En ese momento se registró el máximo absoluto de SS del estudio. El amonio y el fosfato incrementaron sensiblemente su concentración en eses sitio. Por otra parte, en G-10 apenas hubo variaciones en la concentración de ninguna variable excepto en los SS.

Tabla 6. Variación del caudal y de la concentración de nitrato, amonio, fosfato y de los SS antes (A) y durante la tormenta (T) del 12 de octubre de 2003. También se muestra el % de incremento para cada sitio (%)

L.M.	Momento	Q (L/s)	N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (μg/l)	PO ₄ ³⁻ (μg/l)	SS (mg/l)
G-04	A	6.4	0.40	105	10	25
	T	14.3	0.40	480	130	12020
	%	123	0	357	1200	47980
G-06	A	13.1	0.40	1650	600	7
	T	27.3	0.50	790	120	733
	%	108	25	-52	-80	11169
G-07	A	10.1	1.46	70	160	6
	T	92.8	1.46	185	135	399
	%	816	0	164	-16	7145
G-10	A	17.6	1.33	105	90	9
	T	20.9	1.14	110	105	43
	%	19	-14	5	17	400

5.2.7 Evolución de las concentraciones de nutrientes a lo largo del río Galbarra

Se estudió la variación de la concentración de los distintos compuestos a lo largo del río Galbarra (de G-02 a G-14) en función de la época del año mediante regresiones lineales y se observaron grandes diferencias de comportamiento tanto entre campañas como entre compuestos. En el caso del nitrato se obtuvieron resultados similares (aunque no iguales) en las regresiones realizadas entre la concentración de nitrato (variable respuesta) y el punto kilométrico del río (Pk), la superficie de drenaje acumulada (SDA) o la superficie de cultivo acumulada (SCA; Fig. 23). Aunque estas tres variables aumentan siempre simultáneamente, no son iguales ya que en ocasiones, al aumentar el pK puede aumentar mucho la superficie de drenaje (ej: entre G-09 y G-010) o puede aumentar la superficie de drenaje sin aumentar nada la superficie de cultivos (ej: entre G-12 y G.-14). Fue necesario transformar logarítmicamente las variables de superficie (SDA y SCA) pero no el Pk.

Para el nitrato, todas las regresiones son altamente significativas con valores de $p < 0.01$ siendo $p < 0.001$ en la mayoría de los casos. Sólo en octubre de 2003 no existió significación entre la concentración de nitrato y la SDA ni la superficie de cultivo acumulada SCA ($p = 0.07$ y 0.08 respectivamente). En junio de 2002, en enero de 2003 y en la 1ª campaña de marzo de 2003, no se dispone de datos de cabecera. Al observar los gráficos de regresión se comprueba que la cabecera es un punto influyente que, aunque probablemente su inclusión o exclusión no supondrá grandes variaciones en la r^2

ni en la p de la regresión, sí influirá en la pendiente de la recta. Por ese motivo y ya que la concentración de nitrato en G-02 es muy poco variable (Rango 0-0.2 mg/L), se ha incluido el valor medio de concentración en ese sitio en las tres campañas en las que faltaba. Efectivamente, la r^2 y la p no varían apenas con o sin G-02 pero la pendiente se hace más suave tomando la regresión más coherencia con respecto a las otras campañas.

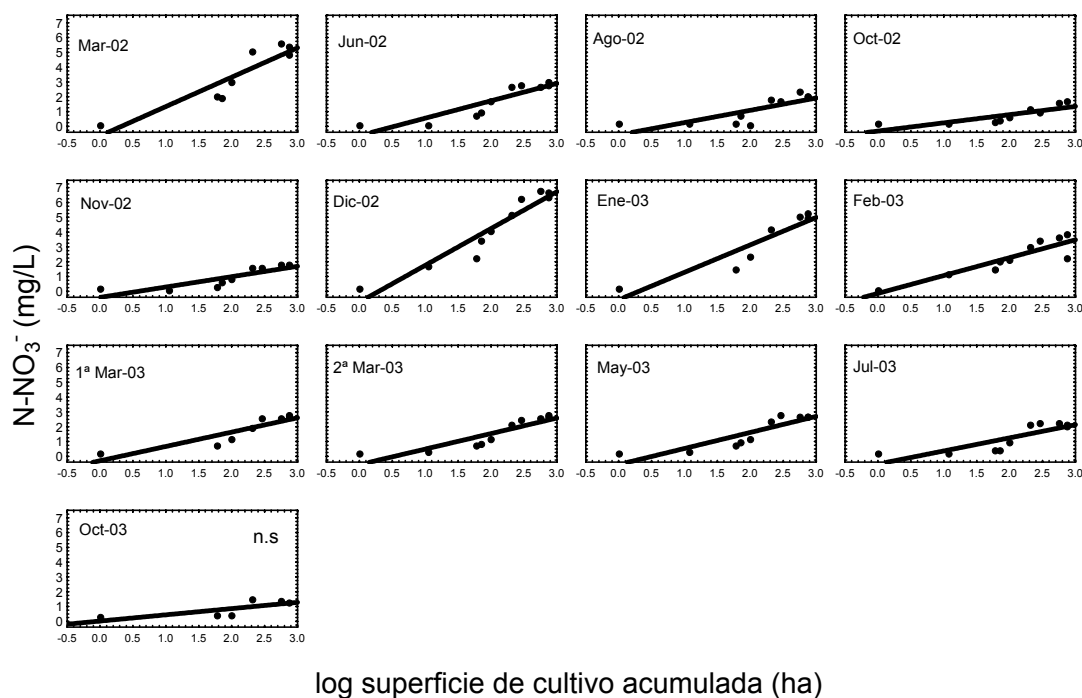


Figura 23. Relación entre la superficie de cultivo acumulada y la concentración de nitrato para los sitios del río Galbarra (de G-02 a G-14) en las distintas campañas de muestreo.

Se obtuvieron valores altos de r^2 para todas las campañas y variables predictoras (Pk, SDA, SCA), con una r^2 mediana de 0.81 ($n=39$; rango = 0.55 - 0.96). La r^2 para SDA y SCA es muy similar en todas las campañas (Fig. 24) aunque suele ser ligeramente mayor en las regresiones con SCA. Sin embargo, sí existen diferencias con respecto las regresiones con el Pk en las que se suelen obtener valores de r^2 mayores en la mayoría de las campañas. En los periodos secos la r^2 es claramente mayor para las regresiones realizadas con el Pk, sin embargo, en los periodos de fertilización y tras las lluvias, las regresiones con SDA y SCA suelen ser las más explicativas. Las mayores diferencias se encuentran en febrero de 2003 con valores de r^2 de 0.55, 0.76 y 0.81 para el Pk, SDA y SCA, respectivamente.

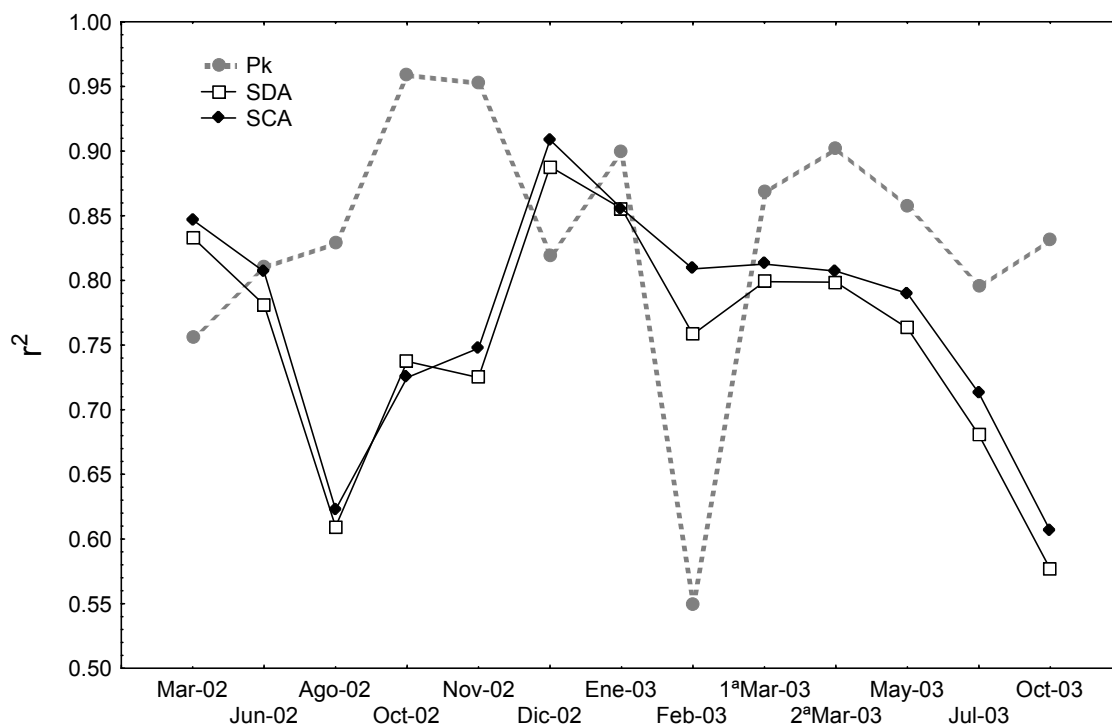


Figura 24. Variación de la r^2 de las regresiones lineales realizadas entre el Pk, la superficie de drenaje acumulada (SDA) y la superficie de cultivos acumulada (SCA) con la concentración de nitrato, desde la cabecera a la desembocadura en las distintas campañas de muestreo. Todas las regresiones son significativas ($p < 0.01$) excepto en octubre de 2003 donde en las regresiones realizadas con el área de drenaje acumulada y el área de cultivos acumulada se obtuvo un valor de p de 0.07 y 0.08, respectivamente.

Las pendientes son similares para las tres variables predictoras (Fig. 25) con CV muy similares ($CV \approx 0.5$) para las tres poblaciones de pendientes. La tendencia es muy clara y sigue la dinámica de la concentración de nitrato en el tiempo. La pendiente máxima la se ha encontrado en diciembre con una disminución progresiva hacia el estiaje. Es decir, en los periodos en los que se alcanzan mayores concentraciones de nitrato en general, también se detecta un enriquecimiento progresivo más pronunciado desde cabecera a desembocadura.

En el caso del amonio no se obtuvo ninguna regresión significativa ni positiva ni negativa para ninguna campaña. Como el sitio G-06 suele tener una concentración muy alta debido al vertido de Gastiáin, se probó también la serie de regresiones extrayendo ese sitio del análisis sin obtener resultados significativos.

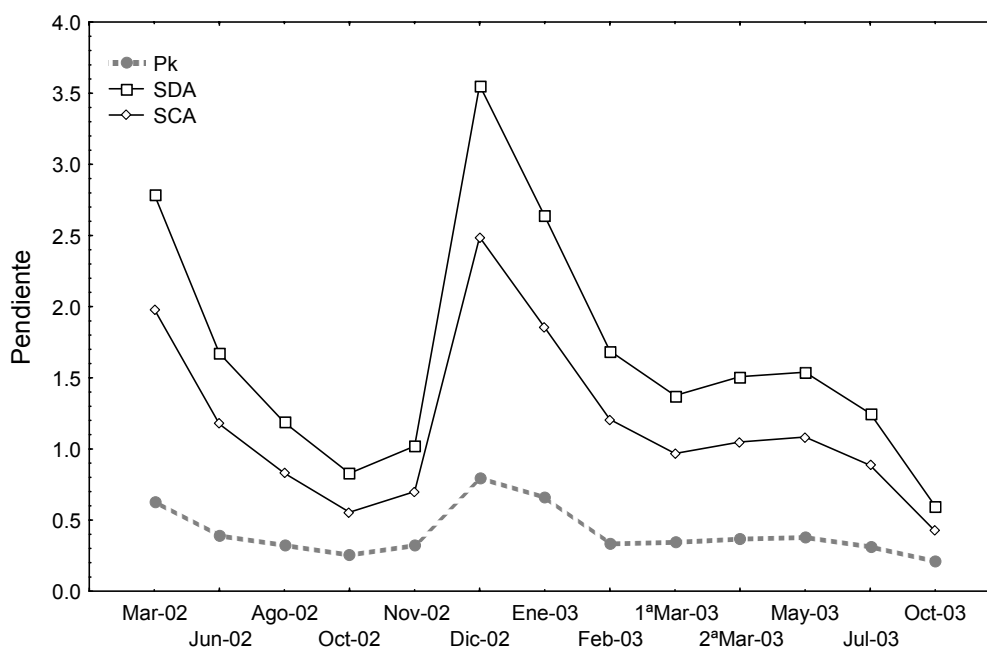


Figura 25. Variación de la pendiente de las regresiones lineales realizadas entre el Pk, la superficie de drenaje acumulada (SDA) y la superficie de cultivos acumulada (SCA) con la concentración de nitrato, desde la cabecera a la desembocadura en las distintas campañas de muestreo. Todas las regresiones son significativas ($p < 0.01$) excepto en octubre de 2003 donde en las regresiones realizadas con el área de drenaje acumulada y el área de cultivos acumulada se obtuvo un valor de p de 0.07 y 0.08, respectivamente.

Para el fósforo, de las 13 campañas incluidas en el análisis, sólo se encontraron relaciones significativas entre la concentración y el Pk o el SCA en 4 campañas y para SDA en 6 campañas (Tabla 7).

Tabla 7. Variación de la p de las regresiones realizadas entre la concentración de fósforo y el Pk, SDA y SCA.
n.s. = no significativo

Campaña	p		
	Pk	SDA	SCA
Mar-02	n.s.	n.s.	n.s.
Jun-02	0.022	0.016	0.016
Ago-02	0.001	0.002	0.002
Oct-02	0.021	0.023	0.025
Nov-02	n.s.	0.047	n.s.
Dic-02	n.s.	n.s.	n.s.
Ene-03	n.s.	n.s.	n.s.
Feb-03	n.s.	n.s.	n.s.
1ª Mar-03	n.s.	n.s.	n.s.
2ª Mar-03	n.s.	0.042	n.s.
May-03	0.010	0.015	0.023
Jul-03	n.s.	n.s.	n.s.
Oct-03	n.s.	n.s.	n.s.

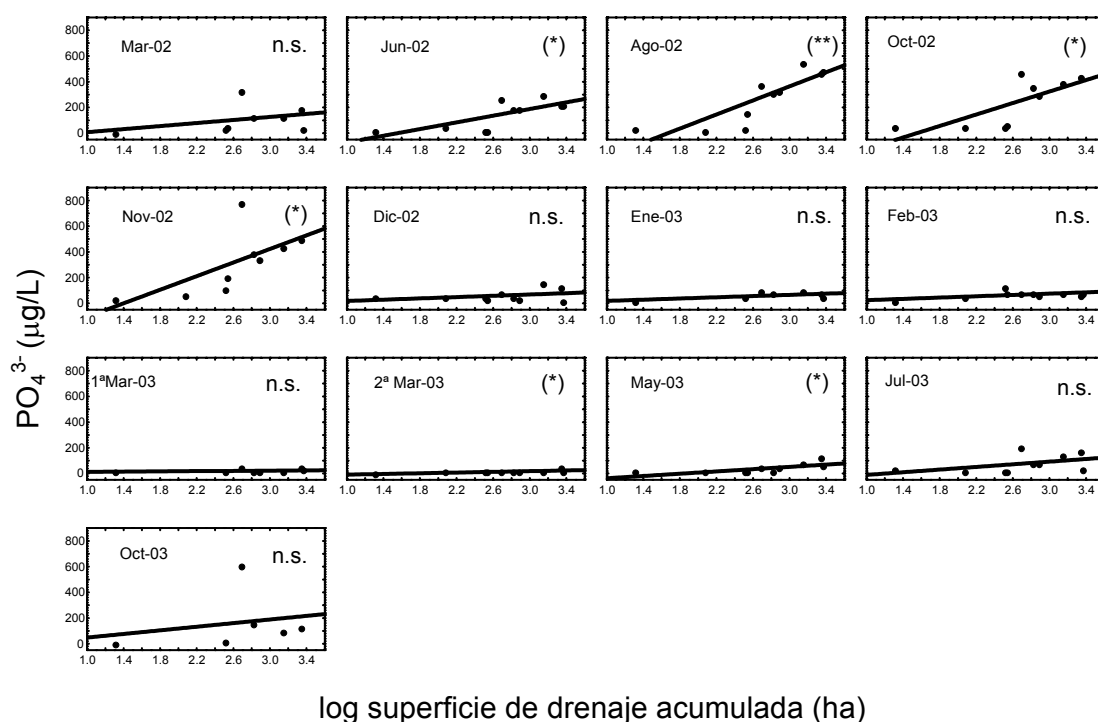


Figura 26. Relación entre la superficie de drenaje acumulada (SDA) y la concentración de fosfato para los sitios del río Galbarra (de G-02 a G-14) en las distintas campañas de muestreo. n.s.: no significativo; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$.

Aparte de las campañas de marzo y de mayo de 2003, las campañas con regresión significativa coinciden con los periodos de aguas bajas (Fig. 26). En las regresiones significativas, la varianza explicada es muy similar entre las tres variables predictoras a excepción del 2º muestreo de marzo de 2003, donde sólo es significativa la relación para SDA. En cualquier caso hay que tener en cuenta que la regresión en esta campaña se encuentra cerca del límite de la significación. Es para el mes de agosto de 2002, con aguas bajas y altas concentraciones, cuando la p es más baja y la r^2 y la pendiente se hacen máximas (Figs. 27 y 28). Desde la crecida de diciembre, las pendientes empiezan a disminuir y se pierde significación (Fig. 28). Por tanto, es en el primer estiaje cuando se ha detectado el mayor incremento significativo de concentración de fosfato de cabecera a desembocadura. En mayo de 2003, aunque la r^2 se encuentra entre 0.50 y 0.58 siendo significativa para todas las descriptoras, la pendiente de la recta de regresión es muy baja. Sin embargo, en verano de 2003 ya no se detecta relación significativa entre las variables.

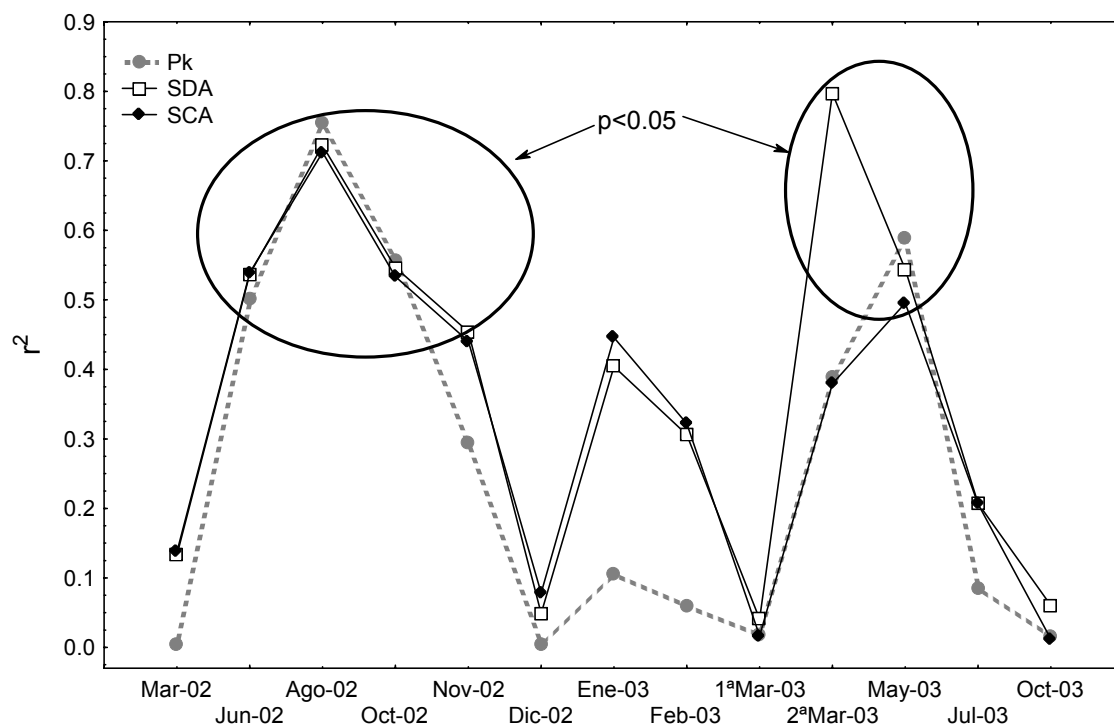


Figura 27. Variación de la r^2 de las regresiones lineales realizadas entre el Pk, la superficie de drenaje acumulada (SDA) y la superficie de cultivos acumulada (SDA) con la concentración de fósforo, desde la cabecera a la desembocadura en las distintas campañas de muestreo. Se encuentran indicadas las regresiones significativas ($p < 0.05$)

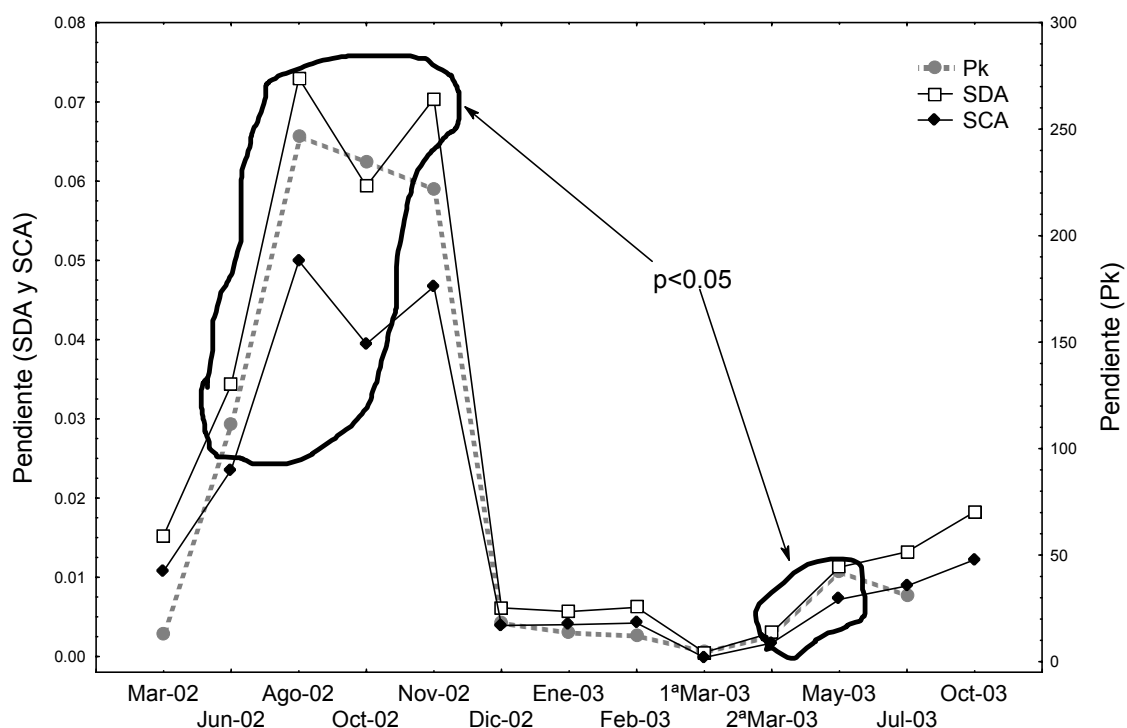


Figura 28. Variación de la pendiente de las regresiones lineales realizadas entre el Pk, la superficie de drenaje acumulada (SDA) y la superficie de cultivos acumulada (SDA) con la concentración de fósforo, desde la cabecera a la desembocadura en las distintas campañas de muestreo. Se encuentran indicadas las regresiones significativas ($p < 0.05$)

5.2.8 El estudio de los tributarios

Descriptiva general de los flujos de nutrientes de los tributarios

Los flujos de los tributarios han seguido la misma dinámica temporal ya descrita. Las cuencas de cabecera han mantenido un flujo de **nitrato** bajo durante todo el tiempo. Los mayores flujos se concentran en los meses de invierno (Fig. 29), especialmente en las cuencas más grandes. En marzo de 2002 y de 2003 se alcanzan flujos considerables pero inferiores a los de invierno, con concentraciones medias-altas (mayores en 2002) y con un caudal intermedio. En los periodos de estiaje los flujos son muy bajos en todos los tributarios.

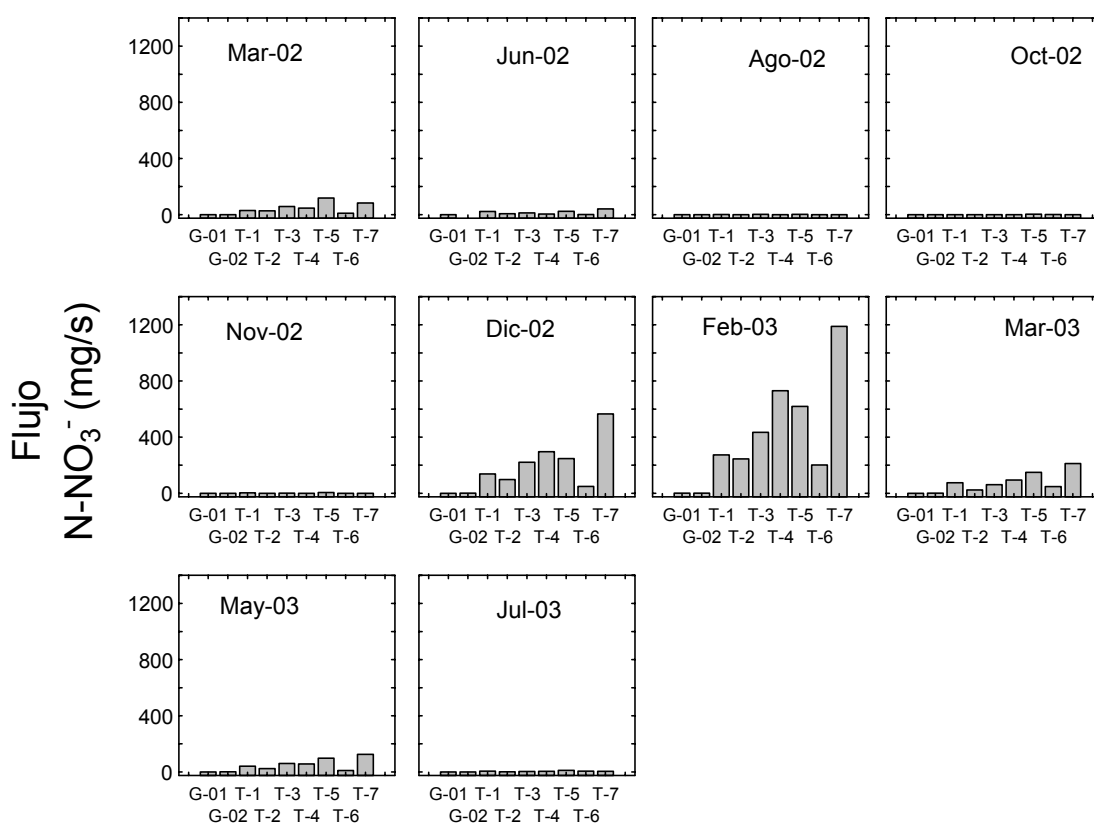


Figura 29. Flujo de nitrato medido en cada tributario en función de cada campaña de muestreo.

Los mayores flujos de **amonio** (Fig. 30) se concentran en la crecida de febrero aunque en T-1 se mantienen altos casi todo el año, incluyendo el verano si se exceptúan las últimas campañas en las que la concentración disminuyó. En el resto de sitios, los flujos son muy bajos durante el estiaje. Las cabeceras, pese a mantener una concentración de amonio comparable a la del resto de sitios, mantienen siempre flujos bajos debido a su escaso caudal. Los tributarios T-2 y T-3, con concentraciones y caudales medios o bajos, mantuvieron flujos bajos durante todo el año.

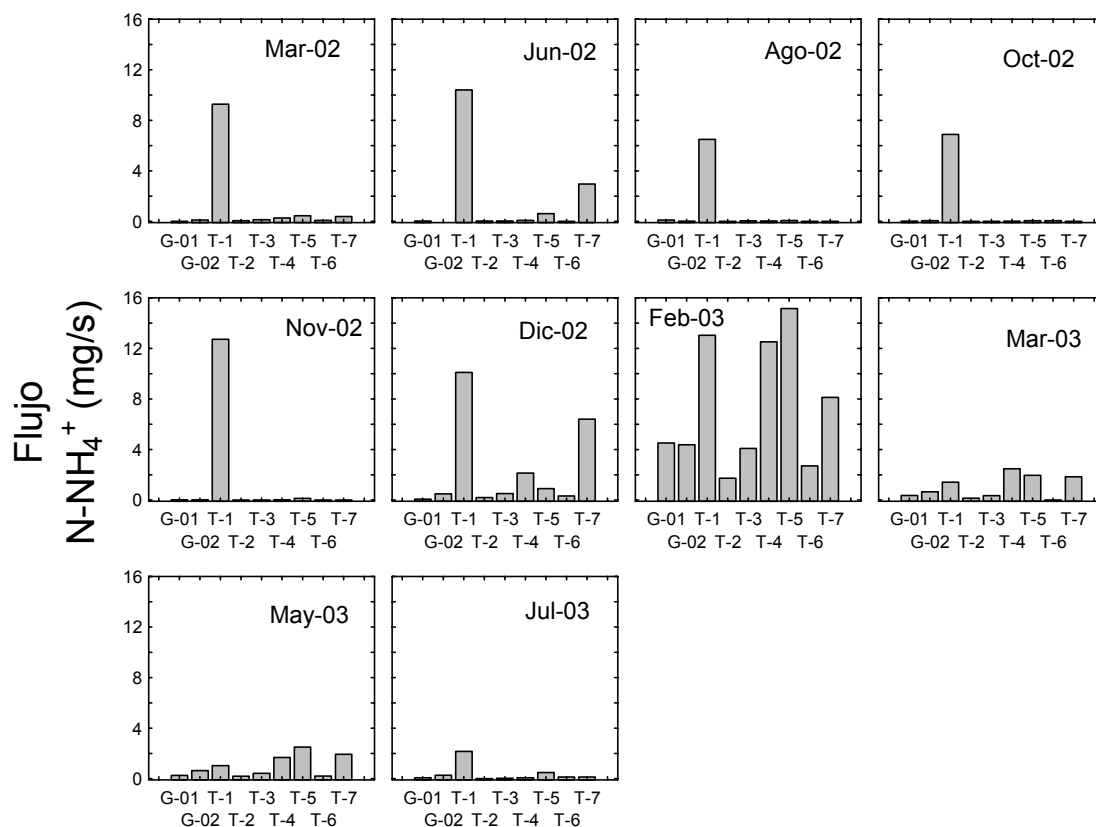


Figura 30. Flujo de amonio medido en cada tributario en función de cada campaña de muestreo.

El **fosfato** también presentó flujos elevados en T-1 durante todas las campañas. La variación de caudal apenas hizo variar su flujo (el caudal y concentración se encontraban correlacionados negativamente en este sitio). Durante el estiaje, tan sólo este sitio mantuvo un flujo de fosfato destacable. Pese a que la fertilización de fosfato se realiza tan sólo en noviembre-diciembre, las lluvias de diciembre diluyeron los vertidos con una disminución general de la concentración mientras que los flujos aumentaron debido tan sólo al aumento de caudal (Fig. 31). De este modo parece que estas lluvias, por lo menos en el momento de recogida (sin flujos fuertes de escorrentía), no están produciendo aportes de fosfato en la forma disuelta. En febrero, con la importante subida de caudales, se produce un aumento de concentración de fosfato en varios tributarios. Esto supone que los flujos aumentan considerablemente en la mayoría de los sitios. A partir de ahí, las concentraciones se mantienen bajas y la variación en el flujo atiende al caudal.

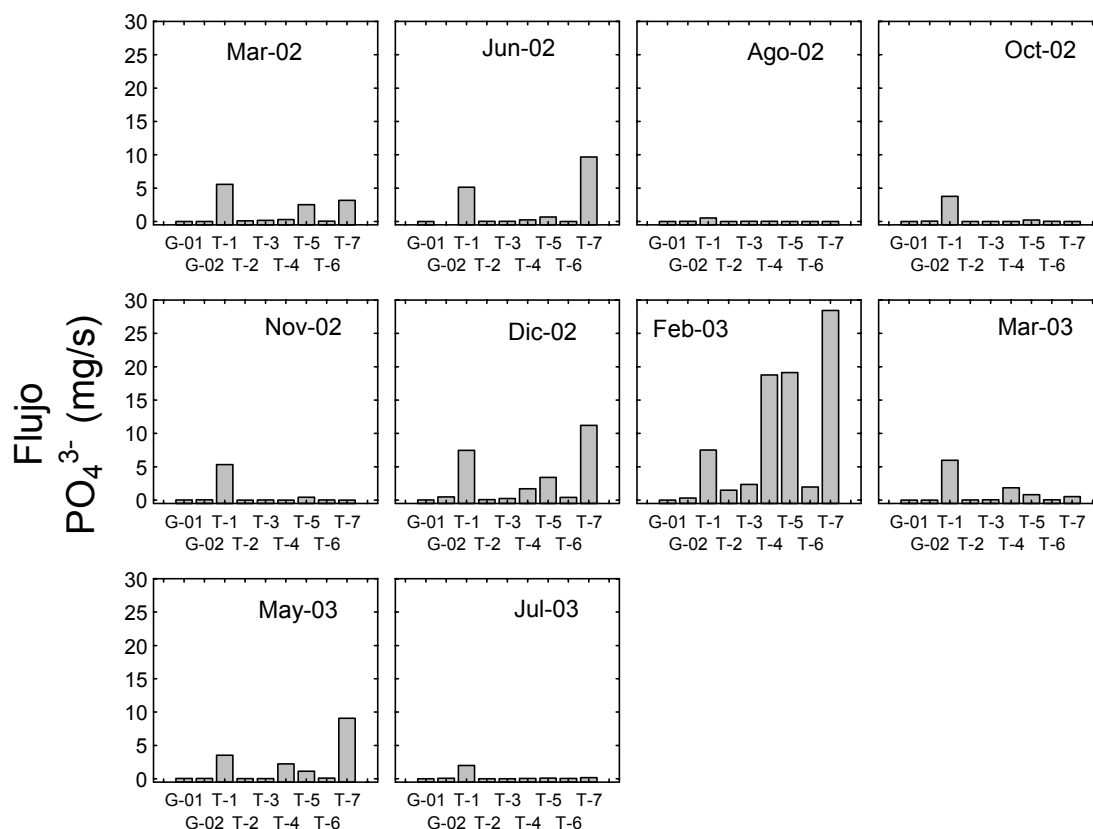


Figura 31. Flujo de fosfato medido en cada tributario en función de cada campaña de muestreo.

Los flujos de los tributarios y los usos del territorio

Se realizó una regresión lineal entre el porcentaje de cultivos herbáceos de la cuenca de drenaje de cada tributario ($n = 9$) y la concentración media ($n = 10$) de nitrato, amonio y fosfato en cada sitio. Los resultados no fueron significativos ni para el amonio ni para el fosfato. Se obtuvo en cambio una regresión altamente significativa y muy explicativa para el nitrato ($r^2 = 0.90$ y $p = 0.00007$) (Fig. 32). En esta regresión el hecho de que T-7 y T-2 tengan los residuos positivos más altos se debe a que se secaron en dos ocasiones, precisamente en los periodos secos con menores concentraciones.

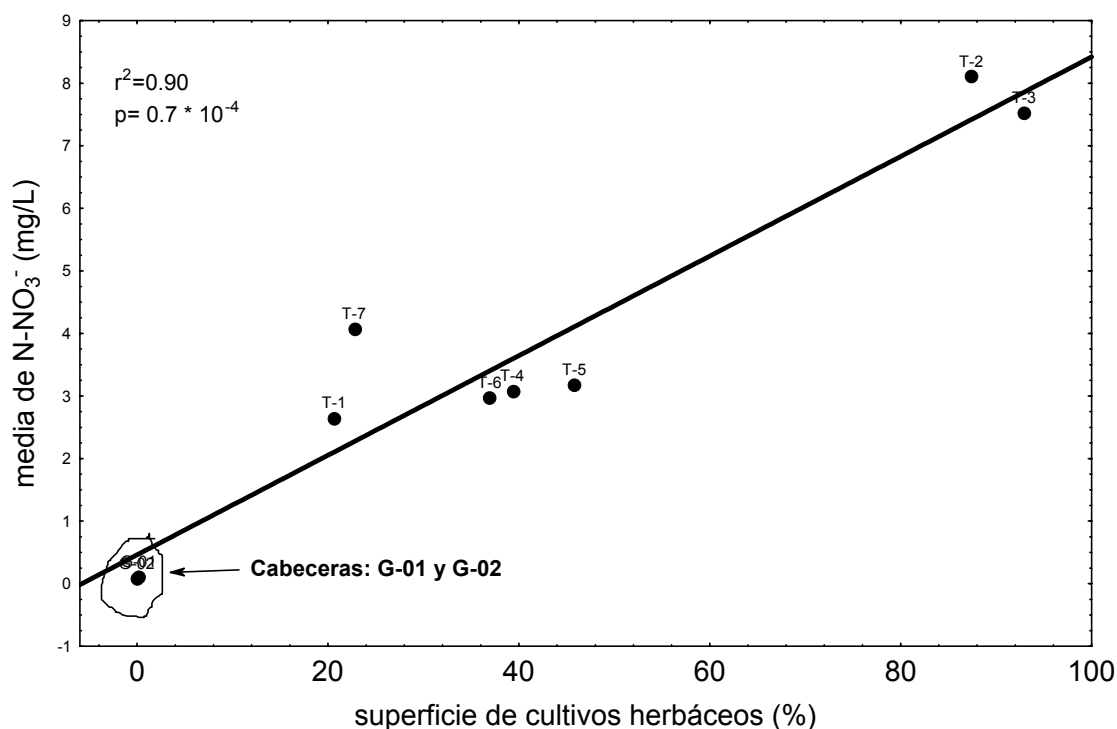


Figura 32. Relación entre la concentración media de nitrato de cada tributario y el % de cultivo herbáceo de sus cuencas de drenaje.

Al realizar las regresiones por separado para cada campaña, tampoco se obtiene significación ni para el amonio ni para el fosfato pero se obtienen regresiones muy explicativas para el nitrato en todas las campañas. Las pendientes son mayores en diciembre de 2002 y febrero de 2003 e inferiores en el periodo seco prolongado de 2002 (Tabla 8). Las concentraciones medias por campaña siguen la dinámica expuesta en el Capítulo 3 con máximos en diciembre de 2002 y mínimos en el estiaje.

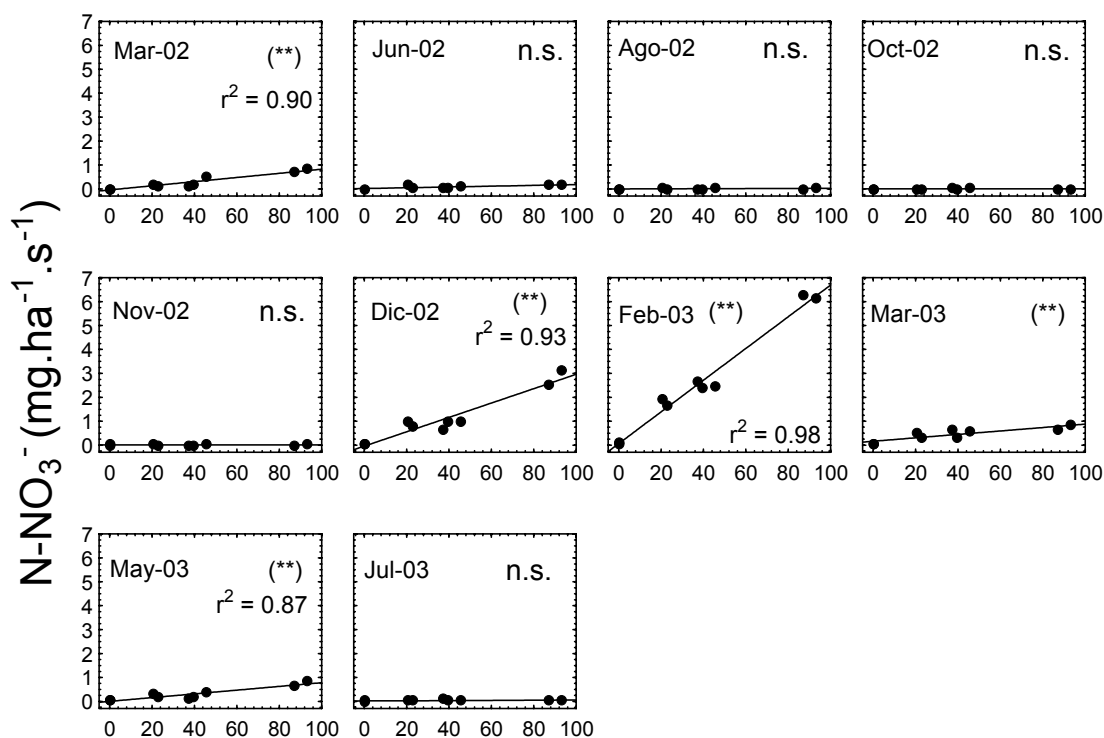
Se relacionaron los flujos por superficie de cada compuesto con la superficie de drenaje de las cuencas de los tributarios (ha) en cada campaña de muestreo y no se encontraron diferencias para ninguno de los tres compuestos. De este modo, parece que hay otro tipo de factores implicados en la exportación generada por unidad de superficie que no atiende al tamaño de la cuenca.

Como se vio al inicio de este capítulo, los caudales de cualquier sitio de Galbarra depende directamente de la superficie drenada. Por eso, para realizar una interpretación adecuada y relacionar lo observado en los tributarios con los usos del territorio y las épocas, es preciso estudiar las concentraciones asociadas a los flujos relativizados a la superficie drenada ($\text{mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$; flujo por superficie).

Tabla 8. p , r^2 y pendiente (b) de las regresiones realizadas entre la proporción de cultivos herbáceos (%) de la cuenca y la concentración de nitrato de cada tributario en cada campaña de muestreo. (N por campaña = 9).

Campaña	p ($\times 10^{-3}$)	r^2	b
mar-02	0.6	0.83	0.085
jun-02	4.5	0.76	0.063
ago-02	1.8	0.82	0.064
oct-02	3.1	0.85	0.045
nov-02	0.3	0.94	0.055
dic-02	1.9	0.77	0.092
feb-03	0.0	0.95	0.105
mar-03	0.2	0.87	0.084
may-03	0.1	0.91	0.089
jul-03	0.2	0.89	0.083
media	1.3	0.86	0.077

Al relacionar los flujos por superficie de cada nutriente con la proporción de cultivos en cada cuenca (%) por cada campaña, se encontraron grandes diferencias entre el nitrato y los otros dos compuestos. Ni en el caso del amonio ni en del fosfato se obtuvieron regresiones significativas en ningún caso. Sin embargo, para el nitrato se han observado relaciones altamente significativas ($p < 0.001$) y explicativas en las campañas realizadas tras la fertilización y lluvia (Fig. 33). Estas regresiones alcanzan la máxima varianza explicada para febrero de 2003, diciembre de 2002 y marzo de 2002 con valores de r^2 de 0.98, 0.93 y 0.90, respectivamente (Fig. 34). Las pendientes de la recta de regresión son máximas para febrero de 2003 y para diciembre de 2002 mientras que para marzo de 2002 y marzo y mayo de 2003 son mucho más bajas y similares entre sí. En el resto de campañas no se obtuvieron regresiones significativas entre ambas variables. Ha sido por tanto en los periodos húmedos y con fertilización previa en los que la cantidad de nitrato aportada por unidad de superficie ha estado íntimamente relacionada con la proporción que los cultivos ocupan en cada cuenca.



Proporción de cultivos herbáceos en la cuenca (%)

Figura 33. Relación entre la proporción de cultivos herbáceos en la cuenca y el flujo por superficie de nitrato ($\text{mg.ha}^{-1}.\text{s}^{-1}$) de cada tributario en las distintas campañas de muestreo. (n.s.: no significativo; **: $p < 0.001$).

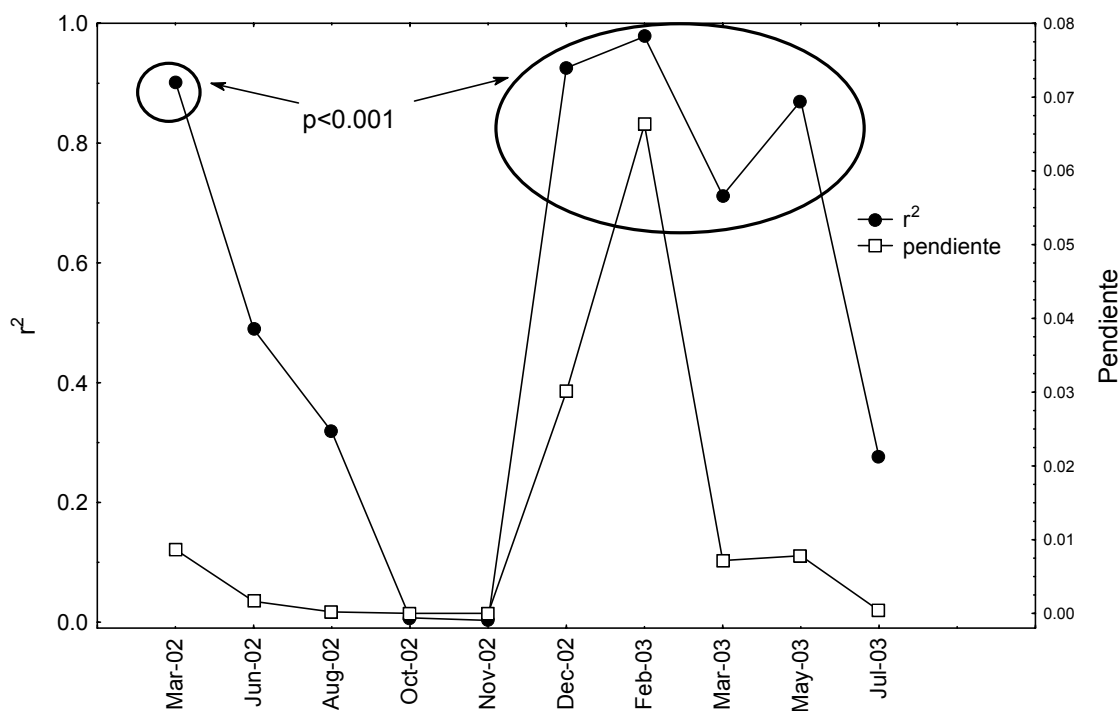


Figura 34. Evolución de la r^2 y de la pendiente en las regresiones realizadas entre la proporción de cultivos herbáceos en la cuenca y el flujo por superficie de nitrato ($\text{mg.ha}^{-1}.\text{s}^{-1}$) de cada tributario en las distintas campañas de muestreo. Las r^2 marcadas son significativas ($p < 0.001$).

Con el objetivo de comparar las concentraciones y los flujos por superficie en los distintos tributarios considerando la época del año y los diferentes usos, se han realizado varios ANOVAs de dos vías a partir de dos variables sintéticas predictoras de uso y de periodo (factores). Primero los tributarios han sido organizados en un factor con cuatro niveles. Cada nivel agrupa a los tributarios basándose en rasgos comunes de su cuenca de drenaje (Cabeceras, tributarios con usos agrícolas pero no urbanos, tributarios mixtos pero con los vertidos urbanos aguas arriba y tributarios mixtos con el vertido muy cercano al tramo de recogida de muestras; Tabla 9). Con las 10 campañas de muestreo de los tributarios se constituye un factor con dos niveles: el periodo Invierno-Primavera (Periodo 1) y el periodo Verano-Otoño (Periodo 2). El primer periodo ha sido una etapa húmeda y con fertilizaciones cercanas y el segundo corresponde a una etapa más seca y con las fertilizaciones lejanas en el tiempo (Tabla 10).

Tabla 9. Descripción de los niveles de la variable categórica sintética “Usos”.

Grupo	Denominación	Tributarios	Características de uso
0	<i>Cabecera</i>	G-01; G-02	Sin agricultura ni vertidos urbanos
1	<i>Agrícola</i>	T-2; T-3; T6	Uso agrícola (sin poblaciones)
2	<i>Mixto</i>	T-4; T-5; T-7	Agrícola y con algún vertido urbano aguas arriba
3	<i>Vertido</i>	T-1	Agrícola y con vertido urbano cercanos al sitio de muestreo

Tabla 10. Niveles de la variable sintética “Periodo”.

Campaña	Grupo
mar-02	1
jun-02	2
ago-02	2
oct-02	2
nov-02	2
dic-02	1
feb-03	1
mar-03	1
may-03	1
jul-03	2

Los resultados de los ANOVA que se muestran en la Tabla 11 indican la existencia de importantes diferencias significativas entre las medias de las concentraciones y los flujos por superficie en los dos factores considerados. Además, existe una importante interacción, y por tanto ausencia de paralelismo, entre ambos factores ($p < 0.01$ para

Usos* Periodo), a excepción del caso de concentración de nitrato. Esta ausencia de paralelismo indica que la variación de las medias entre un nivel de uso y otro es diferente en función del periodo (la existencia de paralelismo entre factores se puede apreciar claramente en la Figura 35a y la ausencia de él en la figura 35b). Las diferencias entre niveles son de distinta consideración en función del compuesto.

*Tabla 11. Resultados del ANOVA de dos vías realizados entre las variables categóricas uso y periodo y las variables dependientes de concentración y flujo por superficie del nitrato, amonio y fosfato en los tributarios. Las variables dependientes han sido $\log(x+1)$ transformadas. La existencia de significación entre usos y periodo (Usos * Periodo) indica interacción entre ambas variables. (n.s.: no significativo).*

		F	p
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	Usos	84.6	<0.1*10 ⁻³
	Periodo	15.4	0.0002
	Usos * Periodo	2.5	n.s.
N-NO ₃ ⁻ (mg.ha ⁻¹ .s ⁻¹)	Usos	7.1	0.000262
	Periodo	38.8	<0.1*10 ⁻³
	Usos * Periodo	6.0	0.001
N-NH ₄ ⁺ (mg/s)	Usos	36.0	<0.1*10 ⁻³
	Periodo	27.2	<0.1*10 ⁻³
	Usos * Periodo	8.0	0.0001
N-NH ₄ ⁺ (mg.ha ⁻¹ .s ⁻¹)	Usos	22.9	<0.1*10 ⁻³
	Periodo	27.2	<0.1*10 ⁻³
	Usos * Periodo	3.4	0.0216
PO ₄ ³⁻ (mg/s)	Usos	45.2	<0.1*10 ⁻³
	Periodo	26.9	<0.1*10 ⁻³
	Usos * Periodo	5.0	0.003
PO ₄ ³⁻ (mg.ha ⁻¹ .s ⁻¹)	Usos	22.8	<0.1*10 ⁻³
	Periodo	24.5	<0.1*10 ⁻³
	Usos * Periodo	3.6	0.017

El nivel *Cabecera* presentan las menores concentraciones de **nitrato** ($p < 0.05$) en ambos periodos del año. Son los sitios que drenan territorios agrícolas los que presentan mayores concentraciones a lo largo del año ($p < 0.05$) (Fig. 35). Los restantes (*Mixto* y *Vertido*) no difieren entre sí en ninguno de los dos periodos. Aunque las concentraciones son más altas en el periodo Invierno-Primavera, la relación entre niveles de “Uso” en cada periodo es muy similar y por eso no existe interacción entre ambos factores.

El flujo por superficie en Invierno-Primavera sigue un patrón muy similar al de la concentración ya que se alcanzan los máximos flujos relativos de nitrato en los tributarios del nivel *Agrícola* (pese a todo no difiere significativamente del punto de

vertido), siendo muy superiores al nivel *Cabecera* que presentan los mínimos. Los tributarios de tipo *Mixto* y de *Vertido* no presentan diferencias entre sí. Las diferencias entre *Agrícola* y el resto, son aún mayores si solamente se tomase la campaña de diciembre de 2002 o de febrero de 2003. Durante el periodo Verano-Otoño la situación cambia y no se manifiestan diferencias entre ninguno de los niveles de “Uso”. Estos resultados coinciden plenamente con los de las regresiones realizadas en función de la superficie relativa de terreno agrícola en cada cuenca.

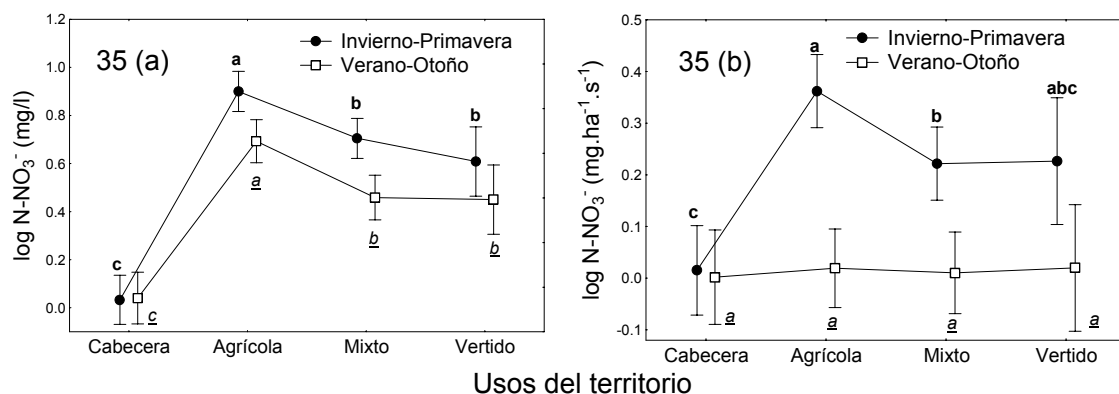


Figura 35. Variación de la concentración media (a) y el flujo por superficie medio (b) de nitrato en función de las variables categóricas Uso y Periodo. Las letras a, b, c indican la existencia de diferencias significativas ($p < 0.05$) según las pruebas post-hoc (LSD y Games-Howell) realizadas para cada periodo por separado. Las letras en negrita se refieren a la comparación entre usos en el periodo Invierno-Primavera y las que están en cursiva y subrayadas al periodo Verano-Otoño. Si dos medias comparten letra significa que no existen diferencias significativas entre ambas. Las barras verticales indican el intervalo de confianza de la media del ($p = 0.95$).

En el caso del **amonio** la situación es muy diferente. Las concentraciones son muy similares entre todos los niveles de las variables “Usos” y “Periodos” a excepción del nivel de *Vertido* (Fig. 36a) que presenta las más elevadas concentraciones en ambos periodos. Si no estuviese el nivel *Vertido* habría una total ausencia de interacción entre las variables. En este nivel, la concentración de amonio en el periodo Invierno-Primavera es menor debido a la dilución.

Existe también un gran paralelismo entre los flujos por superficie de amonio que se rompe debido a que el nivel *Vertido* presenta flujos por superficie constantes durante todo el año (Fig. 36b). En el resto, los menores flujos corresponden al periodo Verano-Otoño. El hecho de que en el periodo Invierno-Primavera los flujos por superficie no difieran significativamente entre *Cabeceras* y *Vertido* debe fundamentalmente a las concentraciones relativamente altas de amonio en G-02 y elevado caudal, unido a una pequeña superficie de la cuenca. En el nivel *Agrícola* y *Mixto*, los flujos relativos son

similares en ambos periodos por lo que parece que el amonio vertido aguas arriba en el *Mixto*, no es detectado en desembocadura. En el Periodo 2, el flujo relativo en *Cabecera* también es significativamente menor a los agrícolas y mixtos aunque ahora es también inferior al de *Vertido*.

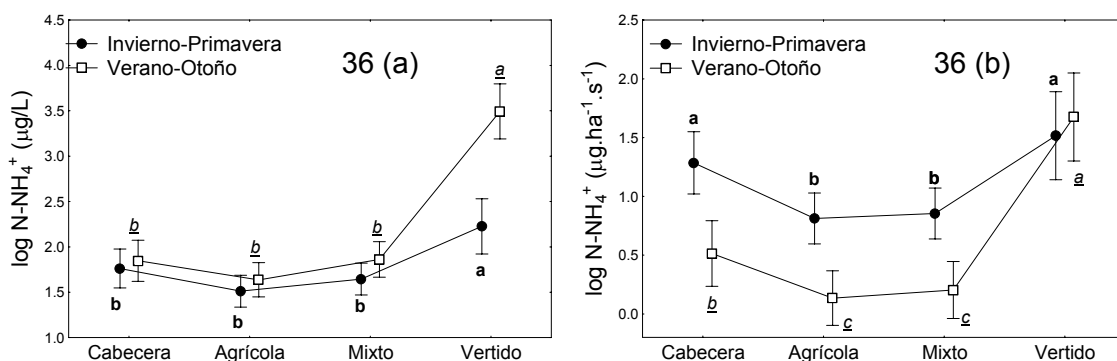


Figura 36. Variación de la concentración media (a) y el flujo por superficie medio (b) de amonio en función de las variables categóricas Uso y Periodo. Las letras a, b, c indican la existencia de diferencias significativas ($p < 0.05$) según las pruebas Post-Hoc (LSD y Games-Howell) realizadas para cada periodo por separado. Las letras en negrita se refieren a la comparación entre usos en el periodo Invierno-Primavera y las que están en cursiva y subrayadas al periodo Verano-Otoño. Si dos medias comparten letra significa que no existen diferencias significativas entre ambas. Las barras verticales indican el intervalo de confianza de la media del ($p = 0.95$).

Al realizar la misma prueba con el **DIN** se observa el mismo resultado que con el nitrato para concentraciones y flujos por superficie. Tan solo se produce un cambio en la concentración de *Vertido* en el periodo Verano-Otoño, donde el amonio del vertido está haciendo un gran aporte al DIN que queda claramente reflejado (Fig. 37).

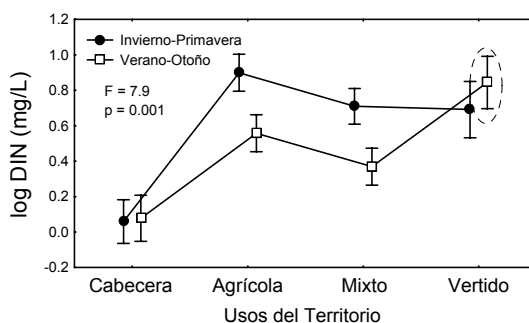


Figura 37. Variación de la concentración media de DIN en función de las variables categóricas "Uso" y "Periodo". Las barras verticales indican el intervalo de confianza de la media del 95%. Se ha rodeado con línea discontinua el nivel Vertido en el periodo Primavera-Verano ya que es el que varía en relación a la Figura 39a de la concentración de nitrato.

En relación al **fosfato**, la situación es similar a la del amonio con respecto a las concentraciones y flujos por superficie durante el periodo Verano-Otoño (Fig. 38a y 38b). Además, es el nivel *Vertido* el que mayores concentraciones y flujos presenta. El nivel *Agrícola* solo presenta diferencias significativas con *Cabecera* para las concentraciones durante el periodo Invierno-Primavera. El nivel *Mixto* presenta una situación intermedia en ambos periodos. Las concentraciones de este nivel son significativamente superiores a los del nivel *Agrícola* en ambos periodos e inferiores a *Vertido* en Verano-Otoño. Los flujos del *Mixto* sin embargo, aunque son mayores a los del nivel *Agrícola* y *Cabecera* en Invierno-Primavera, son similares en Verano-Otoño.

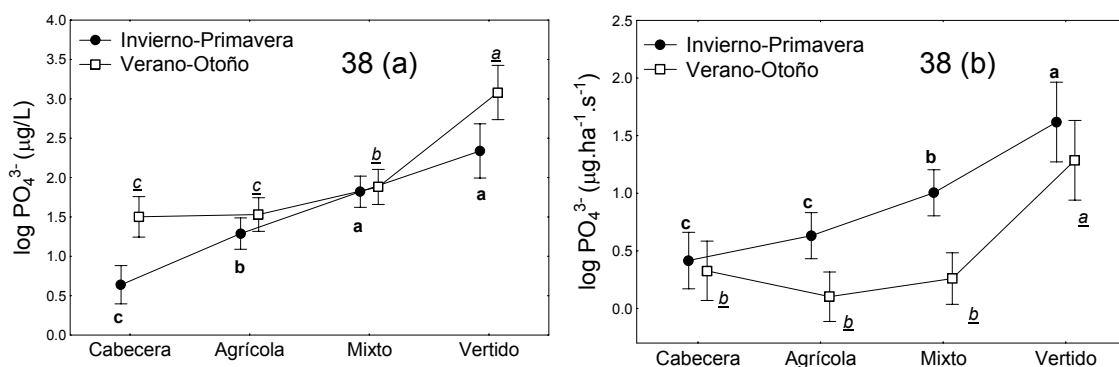


Figura 38. Variación de la concentración media (a) y el flujo por superficie medio (b) de fosfato en función de las variables categóricas Uso y Periodo. Las letras a, b, c indican la existencia de diferencias significativas ($p < 0.05$) según las pruebas Post-Hoc (LSD y Games-Howell) realizadas para cada periodo por separado. Las letras en negrita se refieren a la comparación entre usos en el periodo Invierno-Primavera y las que están en cursiva y subrayadas al periodo Verano-Otoño. Si dos medias comparten letra significa que no existen diferencias significativas entre ambas. Las barras verticales indican el intervalo de confianza de la media del ($p = 0.95$).

5.2.9 Algunos balances

En esta sección se pretende estudiar la evolución de los flujos de nutrientes en su discurrir por el río Galbarra a través de balances de masas simples en 2 tramos seleccionados. Como se ha comentado, los aportes transversales de agua pueden suponer una dilución de los diversos compuestos que viajan en el agua del río, pero también pueden suponer un aporte extra en lugar de una dilución, sobre todo en el caso del nitrato que está siendo transportado subsuperficialmente desde el cultivo. Para un mejor conocimiento de la dinámica de los compuestos en un tramo determinado, habría sido conveniente la utilización de iones conservativos (Merseburguer *et al.*, 2005) o la realización de adiciones de nutrientes marcados (Peterson *et al.*, 2001), pero en este

trabajo no se dispone de esta información. Aún así, se ha considerado adecuada la realización de balances de masas partiendo de los datos de flujo. Para ello se resta al flujo inicial del tramo al flujo final (el del sitio aguas abajo) y se obtiene la ganancia o disminución neta de material en ese tramo. Además, el estudio el incremento de caudal y concentración en cada caso, aportará una valiosa información complementaria que permitirá mejorar la comprensión de la dinámica de los nutrientes en el río Galbarra durante el periodo de estudio.

Se seleccionaron 2 tramos para la realización de los balances: *Tramo de Desembocadura* y *Tramo Medio* (Fig. 40).

- El *Tramo de Desembocadura* (Fig. 41) se encuentra delimitado por los sitios G-12 y G-14. La superficie de drenaje entre ambos sitios es de 96.8 ha ocupadas en un 98% por bosques, tan solo en un 2% por cultivos y sin ninguna población. El río tiene una longitud de 2071 m existiendo conexiones con el karst en algún punto del tramo. No existe ninguna afluencia superficial de agua significativa. Es un tramo adecuado para estudiar la evolución de los nutrientes en una zona sin impactos directos importantes.
- El *Tramo Medio* (Fig. 42) se sitúa ente G-06 y G-07. Tiene una superficie de drenaje de 159.2 ha de las que el 28% corresponden a bosques, el 64% a cultivos y no existe ninguna población. El río Galbarra en el tramo tiene una longitud de 2128 m. A 938 m, de G-06 el río Galbarra recibe la afluencia del tributario T-2. El sitio G-06 se encuentra profundamente influido por el vertido de Gastiáin siendo este tramo un lugar adecuado para estudiar la evolución de las distintas formas de N y de fosfato aguas abajo en un área agrícola. (La forma de realizar el balance en este sitio se detalla en la sección correspondiente).

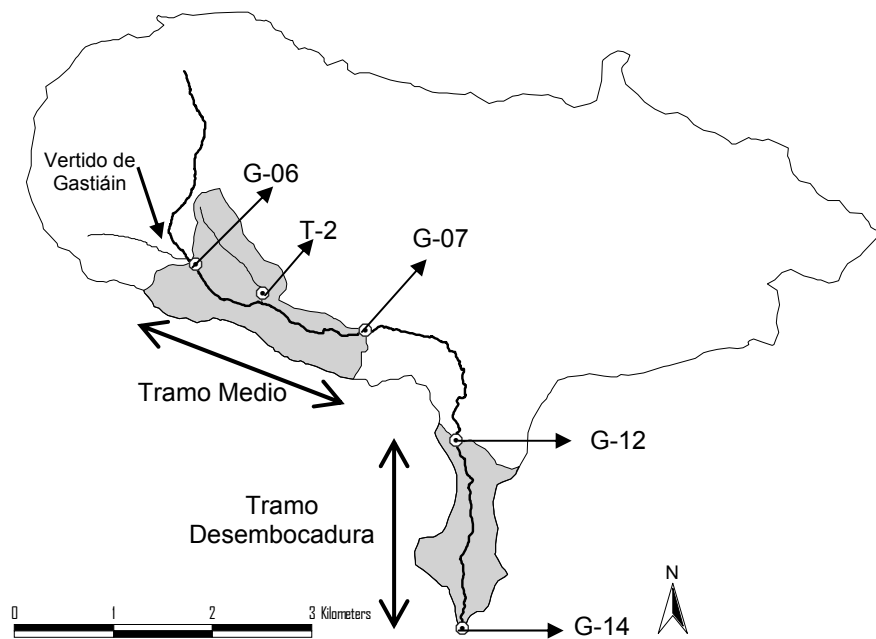


Figura 40. Situación de los dos tramos empleados en el estudio de balances.

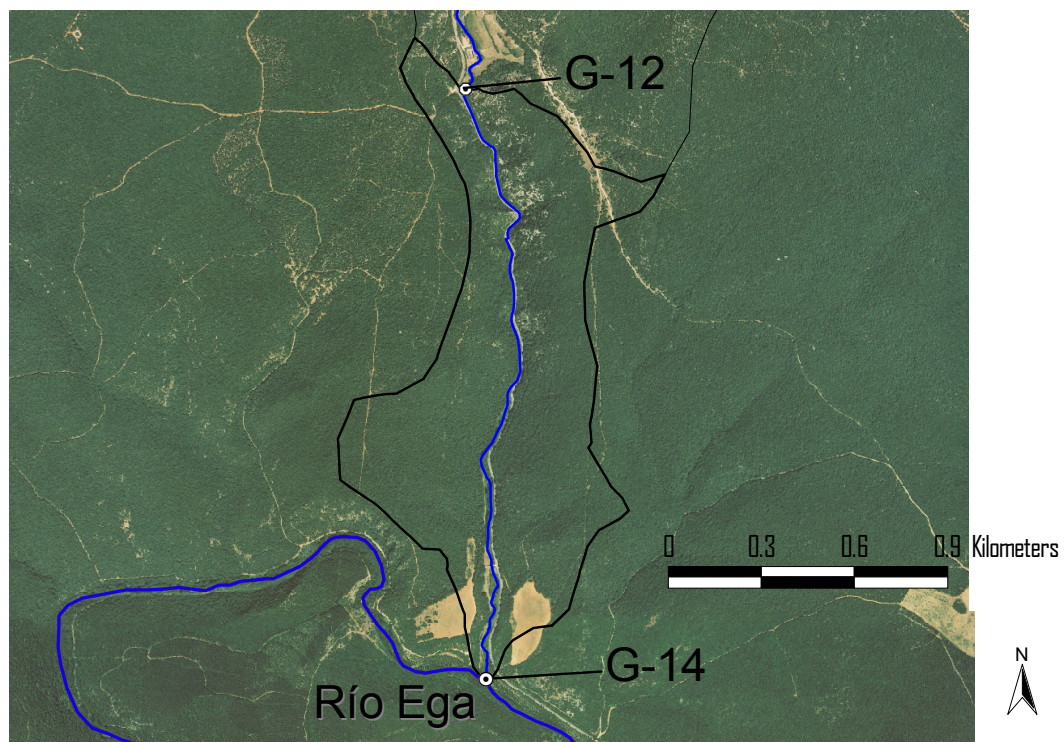


Figura 41. Ortofoto del Tramo de Desembocadura.

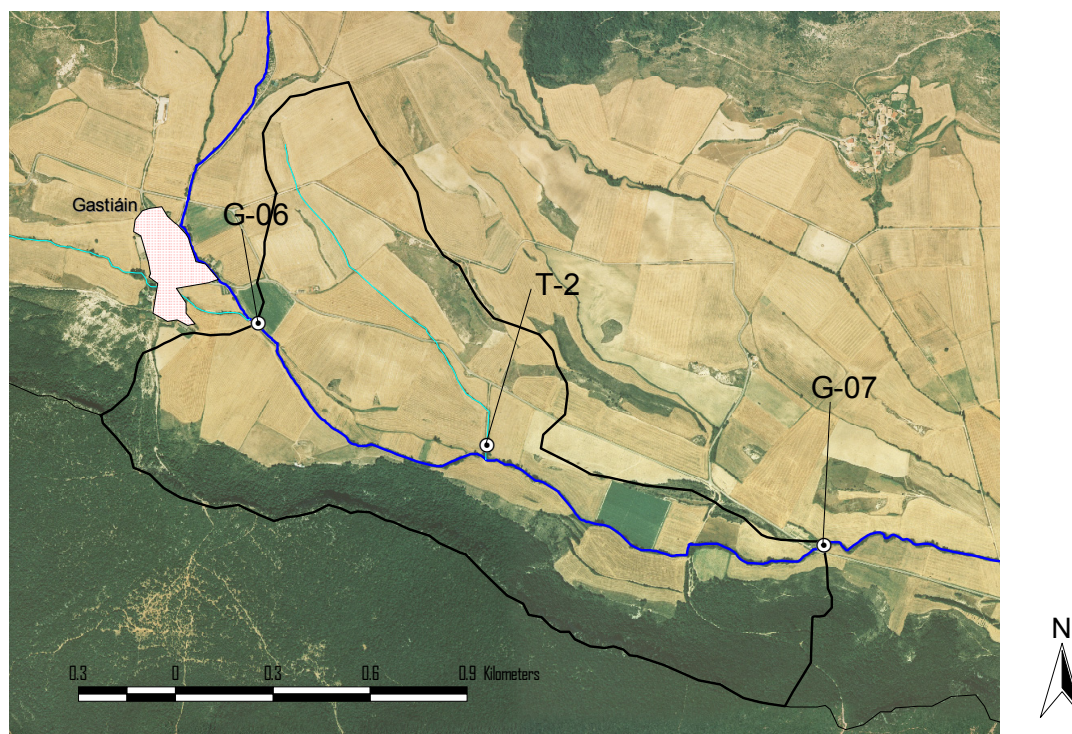


Figura 42. Ortofoto del Tramo de Medio.

El Tramo de Desembocadura

En este tramo se produce una disminución de caudal en el 70 % de las ocasiones estudiadas (Tabla. 12). Como ya se ha visto, la ganancia o pérdida de agua en el tramo depende del estado de recarga del acuífero. Estas disminuciones van asociadas también a reducciones del flujo de los tres compuestos estudiados. Podría pensarse que la disminución del flujo de nutrientes es debida tan sólo a la pérdida de caudal, sin embargo, al realizar una regresión entre caudales y flujo (sin considerar los puntos influyentes como la crecida de febrero o los momentos en los que G-14 se seca), se comprueba que esta relación sólo es significativa para el nitrato ($p = 0.01$; $r^2 = 0.45$). Esto indica que el incremento de las concentraciones también está jugando su papel y que la variación del flujo de nutrientes no se debe tan sólo a la variación del caudal y que por tanto en este último tramo se debe estar produciendo un intercambio o un procesamiento de nutrientes.

La variación y magnitud del incremento de los tres nutrientes ha sido muy diferente. En el caso de los **nitratos**, la concentración disminuyó en más de un 10% tan sólo en 4 ocasiones y el incremento se mantiene entre el -10% y el 8%.

Tabla 12. Caudal en G-14, incremento neto del Q , de los flujo de nitrato, amonio y fosfato en el tramo de desembocadura (entre G-12 y G-14) e incremento porcentual del caudal y de la concentración de cada compuesto en el mismo tramo ($n=18$) durante el periodo de estudio. Los espacios en blanco corresponden a momentos en los que el caudal en G-14 fue 0. Los valores marcados en negrita corresponden a porcentajes superiores al 10% de cambio.

Fecha	Caudal (L/s)		Incremento de flujo en el tramo (mg/s)			Incremento de caudal y concentraciones en el tramo (%)			
	Q en G-14	ΔQ	$\Delta N-NO_3^-$	$\Delta N-NH_4^+$	ΔPO_4^{3-}	ΔQ	$\Delta [N-NO_3^-]$	$\Delta [N-NH_4^+]$	$\Delta [PO_4^{3-}]$
18-mar-02	135	30	90	2	-16	28	-10	11	-84
02-may-02	61	6	21	-7	5	11	-2	-66	39
08-jun-02	50	0	-38	2	3	0	-26	35	23
01-ago-02	1	-2	-4	0	-1	-54	0	56	2
17-oct-02	0	-13	-18	0	-4	-100	-	-	-
17-nov-02	0	-12	-21	-1	-6	-100	-	-	-
13-dic-02	432	-37	-489	-7	-9	-8	-9	-15	-20
15-dic-02	325	-37	-371	-9	-39	-10	-6	-36	-84
19-ene-03	200	-51	-174	-2	-12	-20	8	8	-50
27-feb-03	3194	1951	2415	367	31	157	-37	3	-46
28-feb-03	1830	679	-324	32	83	59	-42	-8	45
02-mar-03	1307	405	379	59	20	45	-23	60	-19
25-mar-03	300	-2	-42	-3	-6	-1	-5	-15	-44
31-mar-03	349	-8	-44	-9	-11	-2	-2	-45	-63
11-may-03	190	-67	-178	-10	-18	-26	0	-50	-48
30-jun-03	15	-28	-55	-1	-7	-66	3	75	-60
03-jul-03	10	-31	-66	-2	-7	-76	-3	25	-85
11-oct-03	0	-23	-29	-4	-3	-100	-	-	-
Min.						-76	-42	-66	-85
Max.						157	8	75	45
Media						2	-10	2	-33
Mediana						-2	-5	3	-46
CV						23	-1	18	-1

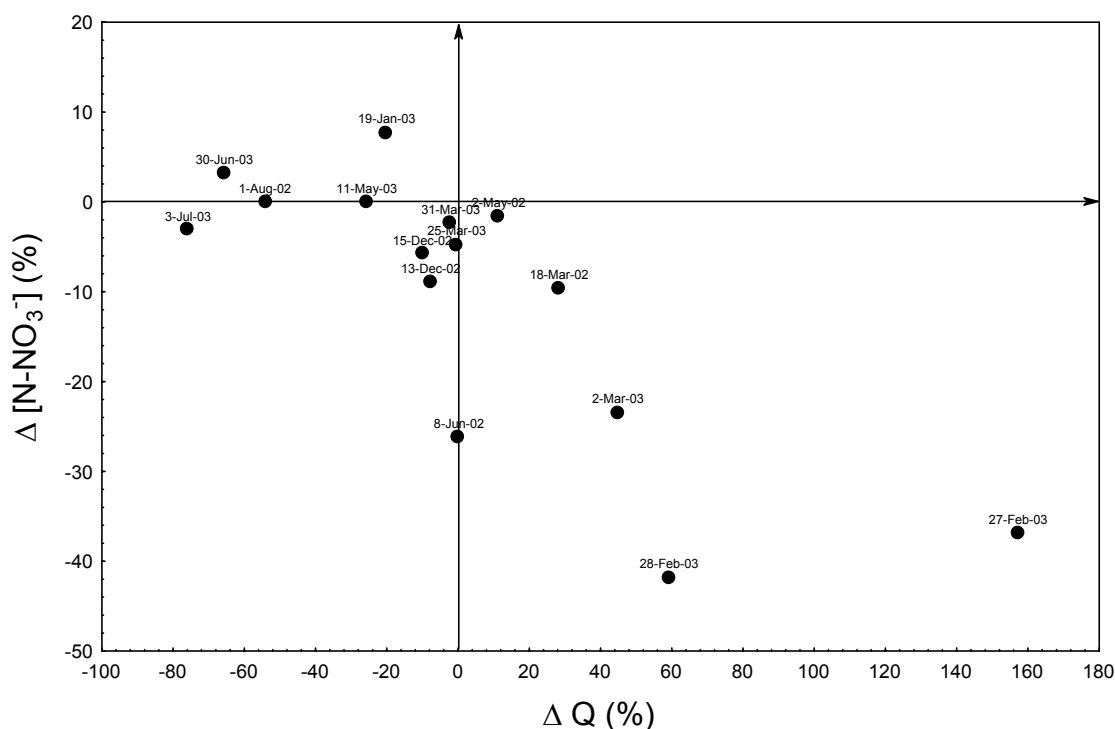


Figura 43. Diagrama de dispersión entre el incremento porcentual de caudal y el incremento porcentual de la concentración de nitrato en el Tramo de Desembocadura.

Tabla 13. Exposición del número de casos en los que se produce aumento (+10%), disminución (-10%) o valores intermedios (-10% +10%) del caudal y de la concentración de nitrato en el Tramo de Desembocadura. Se presenta por separado la tabla de los casos en los que se produce aumento o disminución del flujo de nitrato en el tramo. Los 3 casos en los que G-14 se secó han sido excluidos.

Disminuye flujo (n=11)	ΔQ (+10%)	ΔQ (-10% +10%)	ΔQ (-10%)	
$\Delta [N-NO_3^-]$ (+10%)	0	0	0	0
$\Delta [N-NO_3^-]$ (-10% +10%)	0	4	6	10
$\Delta [N-NO_3^-]$ (-10%)	1	0	0	1
	1	4	6	11

Aumenta flujo (n=4)	ΔQ (+10%)	ΔQ (-10% +10%)	ΔQ (-10%)	
$\Delta [N-NO_3^-]$ (+10%)	0	0	0	0
$\Delta [N-NO_3^-]$ (-10% +10%)	1	0	0	1
$\Delta [N-NO_3^-]$ (-10%)	3	0	0	3
	4	0	0	4

En la Figura 43 se representa el incremento de caudal y de concentración de nitrato en el tramo de cabecera en un gráfico de dispersión y en la Tabla 13 el número de casos tanto para las situaciones con aumento de flujo en tramo como para los de disminución, en los que ha habido aumento o disminución de concentración y/o caudal. En todos los casos menos en cuatro se produce una disminución del flujo de nitrato entre G-12 y G-14. Las

ocasiones en las que se produce un aumento del flujo se debe a un gran aumento del caudal pero no de concentración.

Las disminuciones de concentración de nitrato (-10%) se han dado en la crecida de febrero-marzo y en junio. En el caso de la crecida, esta disminución es debida claramente a la dilución por el agua del acuífero, del agua fluvial que llega de G-12 cargada de nitratos. El aumento del volumen circulante en el tramo es tal, que aunque disminuye la concentración, el flujo final termina siendo mayor en 2 de las tres situaciones registradas.

En las restantes ocasiones, los cambios de concentración en el tramo son pequeños y sin aparente relación temporal. Parece ser muy poco el nitrato que queda retenido en el tramo y la disminución del flujo se deberá a la pérdida de caudal por infiltración hacia el acuífero.

En el caso del **amonio**, también se produce una disminución del flujo en la mayoría de los casos, sin embargo, el incremento o disminución de la concentración en este tramo es muy variable en todo el periodo de estudio (Fig. 44 y Tabla 14), su rango de variación es mucho más amplio que en el caso del nitrato y no se perciben patrones claros.

En los periodos de estiaje en los que el caudal disminuye pero la desembocadura no se seca, se han detectado grandes aumentos de concentración con respecto a G-12 con un máximo del 75% en junio de 2003. Sin embargo en periodos primaverales e invernales, no ha habido aumento o incluso se han detectado fuertes disminuciones de la concentración como ocurre en la campaña de mayo de 2002 con una disminución de la concentración del 66%. Las mayores disminuciones de concentración no se han correspondido con aumentos en la concentración de nitrato. En cualquier caso, aunque en algunos momentos se pueda estar reteniendo una parte importante del amonio, la contribución al DIN de esta molécula es muy pequeña y los datos muestran que la capacidad de retención de N en este tramo es baja ya que la mayoría del DIN que llega a G-12 acabará alcanzando el Ega por la vía superficial o a través del acuífero.

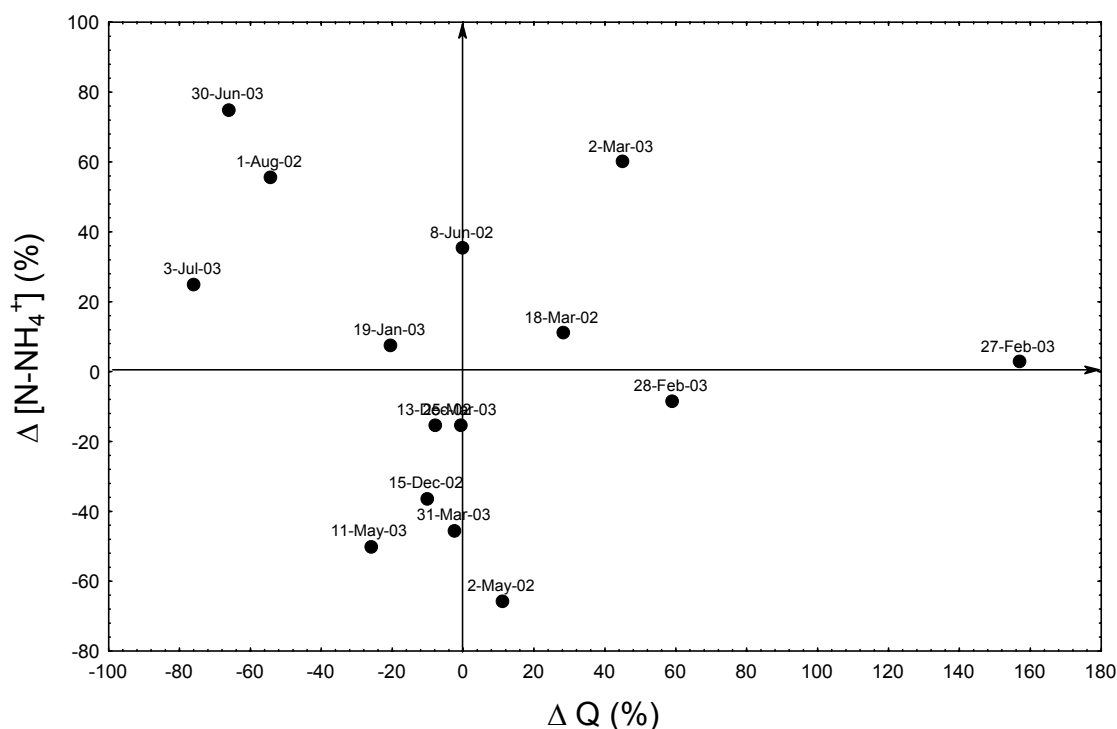


Figura 44. Diagrama de dispersión entre el incremento porcentual de caudal y el incremento porcentual de la concentración de amonio en el Tramo de Desembocadura.

Tabla 14. Exposición del número de casos en los que se produce aumento (+10%), disminución (-10%) o valores intermedios (-10% +10%) del caudal y de la concentración de amonio en el tramo de desembocadura. Se presenta por separado la tabla de los casos en los que se produce aumento o disminución del flujo de amonio en el tramo. Los 3 casos en los que G-14 se secó han sido excluidos.

Disminuye flujo (n=10)	ΔQ (+10%)	ΔQ (-10% +10%)	ΔQ (-10%)	
$\Delta [N-NH_4^+]$ (+10%)	0	0	3	3
$\Delta [N-NH_4^+]$ -10% +10%	0	0	1	1
$\Delta N-NH_4$ -10%	1	3	2	6
	1	3	6	10

Aumenta flujo (n=5)	ΔQ (+10%)	ΔQ (-10% +10%)	ΔQ (-10%)	
$\Delta [N-NH_4^+]$ (+10%)	1	1	0	2
$\Delta [N-NH_4^+]$ -10% +10%	2	0	0	2
$\Delta [N-NH_4^+]$ (-10%)	1	0	0	1
	4	1	0	5

La evolución del **fosfato** en el tramo es muy diferente a la del nitrato y amonio. También se produce una disminución del flujo en la mayoría de las situaciones pero en este caso, la disminución de la concentración de fósforo disminuye en este tramo (-10%)

en 11 de los 15 casos considerados (Fig. 45 y Tabla 15). Esta disminución es importante (-46% de mediana con varios máximos con un -85% de disminución) y no se observa una relación clara con la época del año ya que en situaciones tan diferentes como marzo de 2002, diciembre de 2002 y julio de 2003, se han detectado las mayores disminuciones de concentración existiendo importantes diferencias entre las tres situaciones en la variación del caudal en el tramo y en el caudal instantáneo.

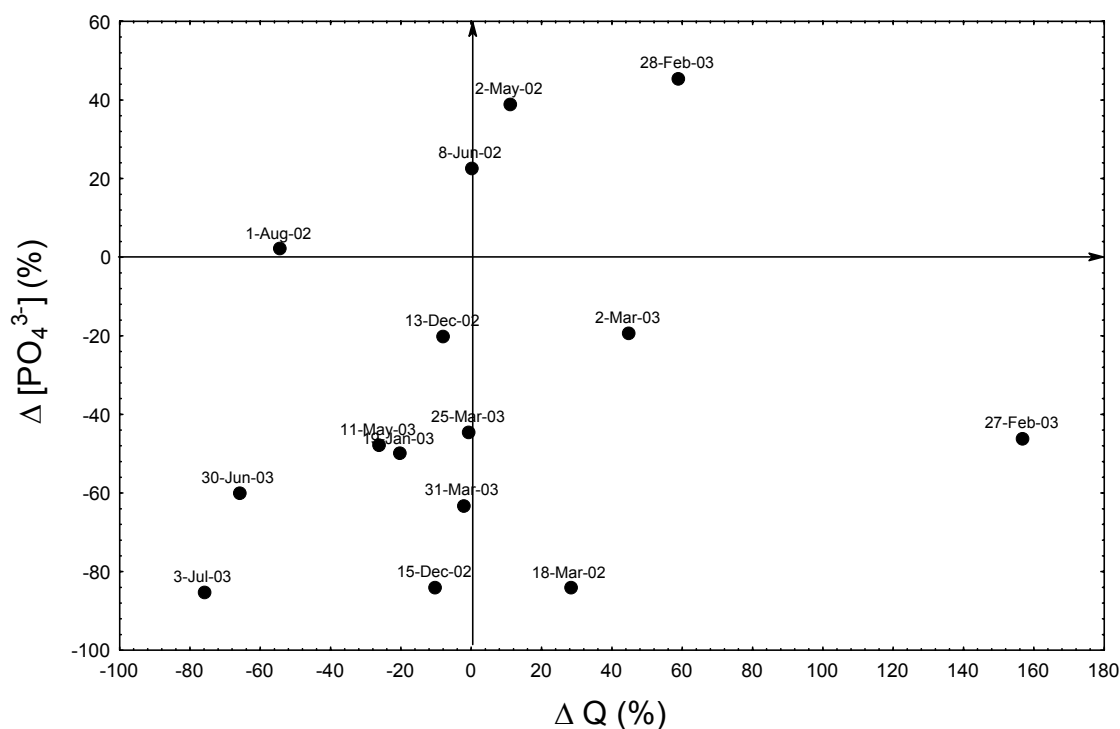


Figura 45. Diagrama de dispersión entre el incremento porcentual del caudal y el incremento porcentual de la concentración de fosfato entre en el Tramo de Desembocadura.

Existe una relación lineal ($p = 0.0006$; $r^2 = 0.61$) entre la concentración en G-14 y el porcentaje de disminución de concentración (Fig. 46) de este modo, en las situaciones en que la concentración es menor, disminuye un mayor porcentaje de concentración lo que puede estar relacionado con una saturación de la capacidad de retención de P.

Tabla 15. Exposición del número de casos en los que se produce aumento (+10%), disminución (-10%) o valores intermedios (-10% +10%) del caudal y de la concentración de fosfato en el tramo de desembocadura. Se presentan por separado la tabla de los casos en los que se produce aumento o disminución del flujo de fosfato en el tramo. Los 3 casos en los que G-14 se secó han sido excluidos.

Disminuye flujo (n=10)	ΔQ (+10%)	ΔQ (-10% +10%)	ΔQ (-10%)	
$\Delta [PO_4^{3-}]$ (+10%)	0	0	0	0
$\Delta [PO_4^{3-}]$ (-10% +10%)	0	0	1	1
$\Delta [PO_4^{3-}]$ (-10%)	1	3	5	9
	1	3	6	10

Aumenta flujo (n=5)	ΔQ (+10%)	ΔQ (-10% +10%)	ΔQ (-10%)	
$\Delta [PO_4^{3-}]$ (+10%)	2	1	0	3
$\Delta [PO_4^{3-}]$ (-10% +10%)	0	0	0	0
$\Delta [PO_4^{3-}]$ (-10%)	2	0	0	2
	4	1	0	5

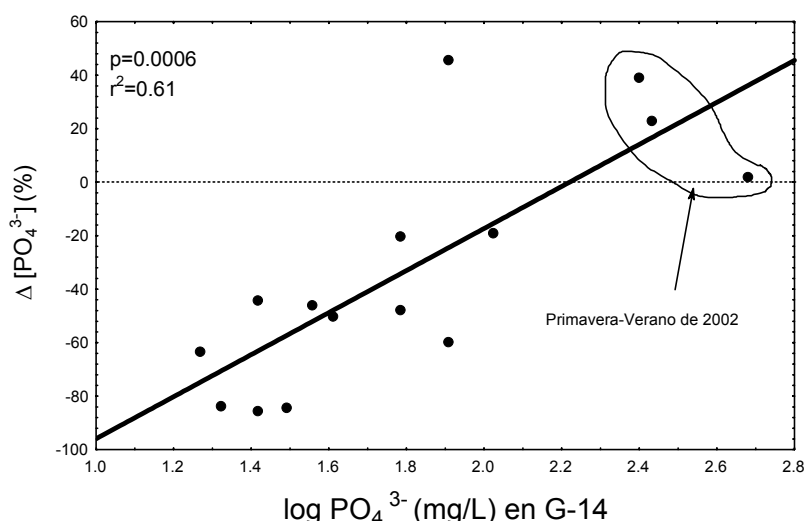


Figura 46. Relación entre la concentración de fosfato en desembocadura y el % de fosfato que se ha incrementado o disminuido en el Tramo de Desembocadura.

Tras las lluvias fuertes de invierno de 2002/2003 con un importante lavado potencial de sedimentos, la retención empieza a ser mucho mayor que durante la primavera y verano de 2002, periodo en el que la concentración aumentaba en el tramo. La situación durante la crecida es particular: inicialmente, la concentración de fosfato disminuye en el tramo debido probablemente a la dilución del agua del karst, sin embargo, al día siguiente se produce un aumento de la concentración en el tramo que puede estar debida al un lavado de sedimentos cargados de P. Este lavado se produjo con seguridad también el

día anterior pero quedó oculto por el gran aporte de aguas kársticas. El último día (2-mar-03) la situación se estabiliza de nuevo y el tramo vuelve a retener fósforo, de momento a un porcentaje bajo (-19%) que aumenta en los meses siguientes al haberse renovado los sedimentos y por tanto la capacidad de retención.

Se comprueba que la cantidad de fosfato que puede estar siendo retenida en el tramo en la mayoría de las situaciones es muy superior a la de los compuestos nitrogenados.

Es evidente que se está produciendo un aporte de agua fluvial cargada de nutrientes al acuífero kárstico, lo que está provocando la contaminación del mismo. Con estos datos, no se puede saber cuál era la concentración de nutrientes, en el momento que el agua es cedida, ni si esta concentración era más parecida a la que tenía el agua del río en G-12 o en G-14. Sin embargo, sí se puede hacer una estima de este flujo partiendo del caudal cedido en el tramo y de la concentración media entre ambos sitios (Tabla 16). El nitrato es la forma molecular que estaría alcanzando el acuífero en mayor proporción. En los periodos invernales con concentraciones muy altas de nitrato, el flujo hacia el acuífero en este tramo puede ser de casi 1 kg/h de nitrógeno. Esto supone una contaminación paulatina de las aguas del acuífero que deteriorará su calidad progresivamente acercando su estado a la categoría de “zonas vulnerables” de la Directiva de Nitratos.

Tabla 16. Caudal y flujo de nutrientes (gramos / hora) cedidos al acuífero kárstico subterráneo atribuidos a la pérdida del caudal en el Tramo de Desembocadura.

		g/h		
Fecha	Δ neto Q (L/s)	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻
18-mar-02	29.8			
02-may-02	6.1			
08-jun-02	0.0			
1-ago-02	-1.8	-13	-0.4	-3.0
17-oct-02	-12.6	-66	-1.6	-14.8
17-nov-02	-11.7	-75	-4.2	-20.7
13-dic-02	-37.2	-831	-8.0	-9.0
15-dic-02	-36.9	-863	-6.0	-9.6
19-ene-03	-51.2	-938	-12.4	-11.1
27-feb-03	1951.0			
28-feb-03	678.6			
02-mar-03	404.6			
25-mar-03	-1.5	-15	-0.3	-0.2
31-mar-03	-7.9	-77	-1.2	-0.9
11-may-03	-66.9	-642	-10.8	-21.1
30-jun-03	-28.4	-204	-5.6	-14.3
03-jul-03	-31.2	-232	-7.6	-10.9
11-oct-03	-23.0	-105	-15.7	-9.5

El Tramo Medio

De las 17 ocasiones contempladas, tan solo en una (oct- 03) se produce una disminución del caudal (Tabla 17) en el Tramo Medio (entre G-06 y G-07), en el resto es un tramo ganador de caudal de agua.

Tabla 17. Incremento neto de caudal en el Tramo medio (Entre G-06 y G-07)

Fecha	ΔQ (L/s)
17-mar-02	16.8
07-jun-02	18.4
1-ago-02	0.3
15-oct-02	0.9
16-oct-02	3.0
17-oct-02	1.8
17-nov-02	11.2
13-dic-02	101.2
15-dic-02	64.7
19-ene-03	43.9
27-feb-03	202.6
28-feb-03	117.6
25-mar-03	29.2
31-mar-03	37.8
11-may-03	20.0
02-jul-03	0.9
12-oct-03	-3.0

En el Capítulo 3 se observaba el aumento producido en la concentración de nitrato entre G-06 y G-07. El sitio G-06 recibe escasos metros aguas arriba la desembocadura del tributario T-1 fuertemente cargado de amonio. Así, la concentración de amonio en G-06 se incrementa considerablemente con respecto a G-05.

En todos los casos menos el 28 de febrero de 2003, disminuye la concentración de amonio (-63% de media) entre G-06 y G-07. Por otro lado se ha detectado una relación lineal negativa significativa entre el porcentaje de disminución de amonio y la concentración en G-06 y positiva con el caudal (Figs. 47 y 48). De este modo, en periodos de mayor concentración de amonio en G-06 se está produciendo una mayor disminución de la concentración en el tramo y en momentos con mayores caudales una menor disminución.

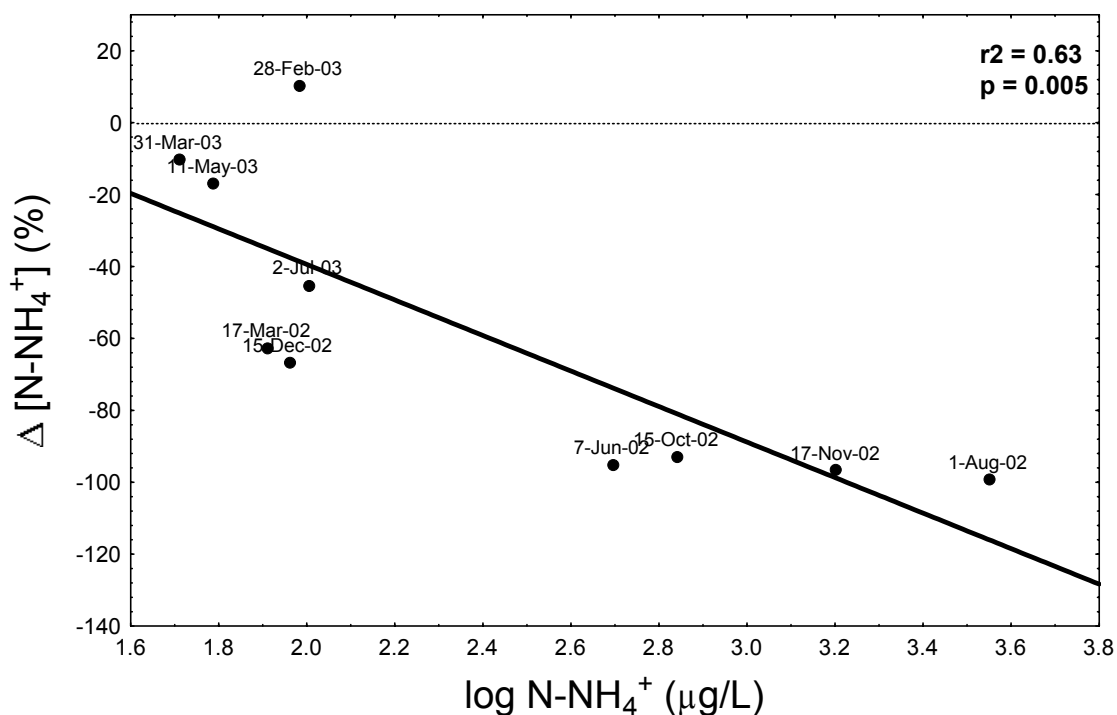


Figura 47. Relación entre la concentración de amonio en G-06 y el porcentaje de disminución de la concentración de amonio en el Tramo Medio.

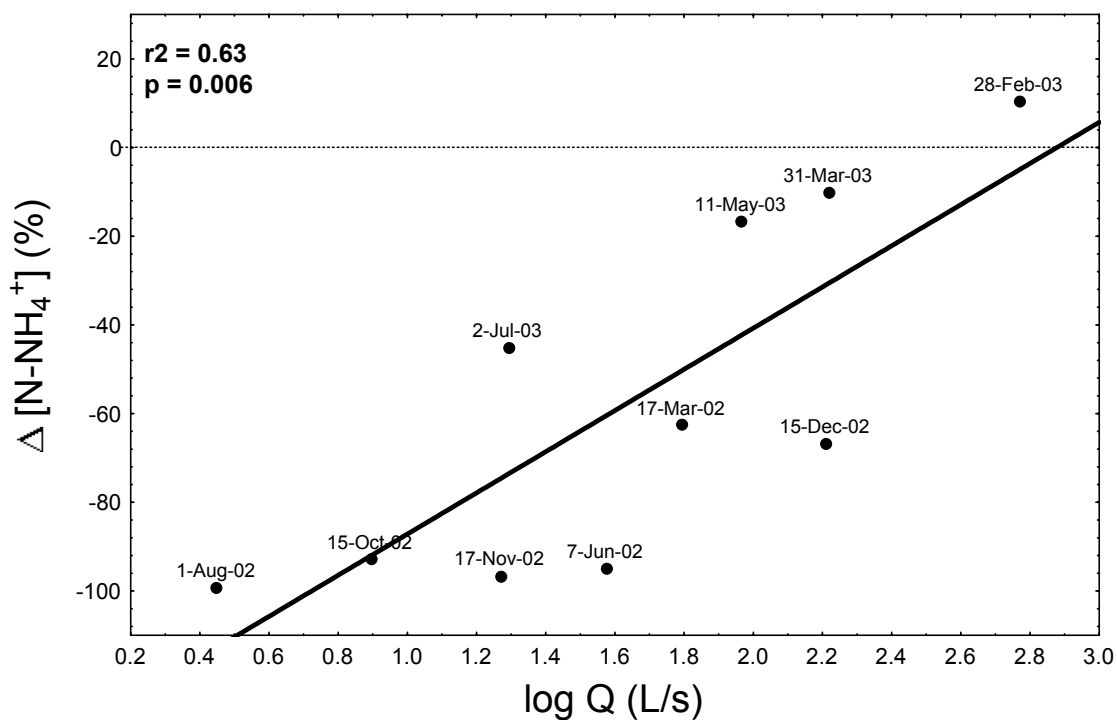


Figura 48. Relación entre el caudal y el porcentaje de disminución de la concentración de amonio en el Tramo Medio.

Como en el 70% de los casos se produce también una disminución neta del flujo de amonio circulante en este tramo, la explicación podría ser que el incremento de concentración (123% de incremento medio de concentración) y de flujo de nitrato

detectado en el tramo en el 100% de los casos se deba exclusivamente a la nitrificación del amonio en el tramo. En la Figura 49 se observa el incremento o disminución del flujo de ambas formas nitrogenadas durante el periodo de estudio. Se comprueba que en la mayoría de los casos el incremento neto del flujo nitrato es muy superior al atribuible a una oxidación del amonio. Los mayores incrementos en el tramo se producen en los periodos de fertilización y lluvias. Tan sólo en los periodos más secos es cuando se produce un aumento del flujo de nitrato similar a la disminución del flujo del amonio. Es por tanto en estos periodos cuando los flujos de nitrógeno se deben a los focos puntuales mientras que en resto del tiempo, los difusos tienen mayor importancia.

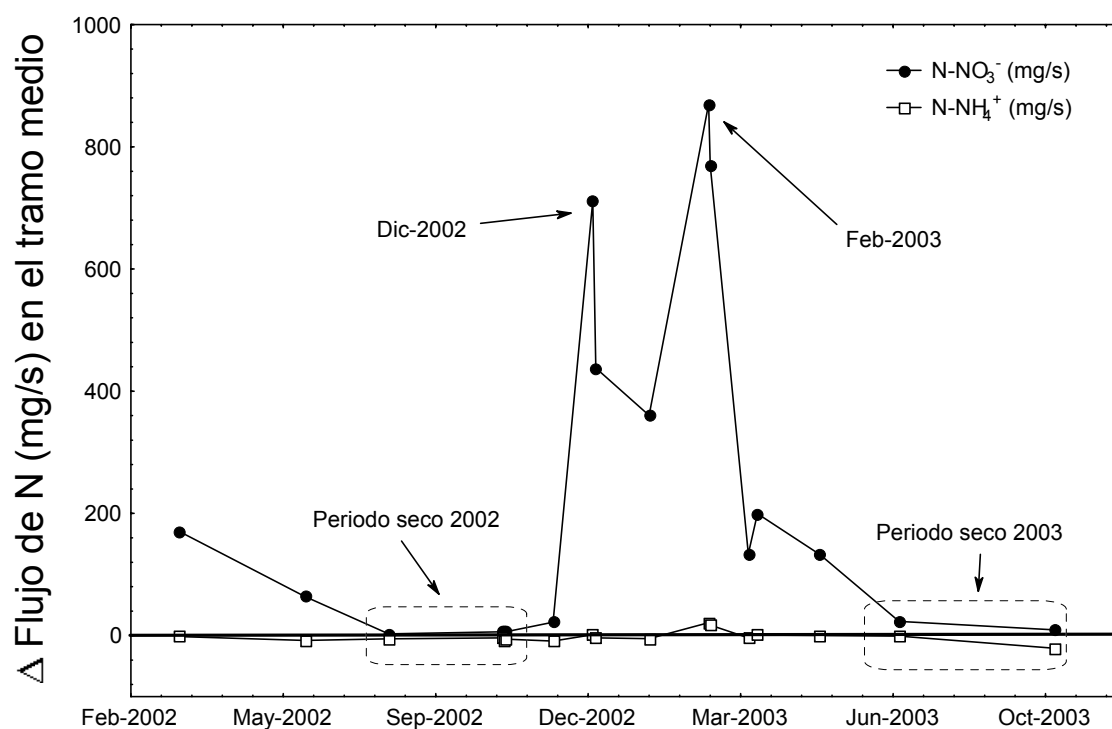


Figura 49. Incremento del flujo de nitrato y amonio en el Tramo Medio. Los casos que se encuentran por debajo del valor 0 indican una pérdida neta flujo de nitrógeno circulante.

Para conseguir una mejor interpretación de los resultados, se calcula el flujo de DIN en G-07 y la contribución que realiza a este total cada uno de los aportes superficiales previos registrados (nitrato y amonio). Estos aportes corresponden a G-06 y a T-2. G-06 se sitúa a la entrada del *Tramo Medio* y T-2 es el afluente que desemboca en el río Galbarra en la mitad del tramo (Fig. 50). En el tramo no existe ningún otro vertido o aporte superficial permanente.

Para realizar este balance se resta el flujo de nitrato y de amonio de cada aporte al flujo de DIN en G-07. El flujo en G-06 no se resta directamente sino que se divide en 2 flujos. Para ello se restan los flujos de nitrato y de amonio de G-05 a los de G-06 (sitios

muy cercanos entre sí en el río Galbarra pero con la desembocadura de T-1 entre ambos), el flujo resultante se considera el aporte de T-1 al río Galbarra. Este cálculo no coincide con exactamente con el flujo medido en T-1 ya que en el corto recorrido (unos 30 m) que existe entre el lugar de muestreo del afluente T-1 y G-06 en el río Galbarra, parte del amonio ha podido oxidarse. El flujo restante se considera el *flujo previo* que corresponderá con el flujo de nutrientes de las zonas altas (área con algo de agricultura y sin focos urbanos).

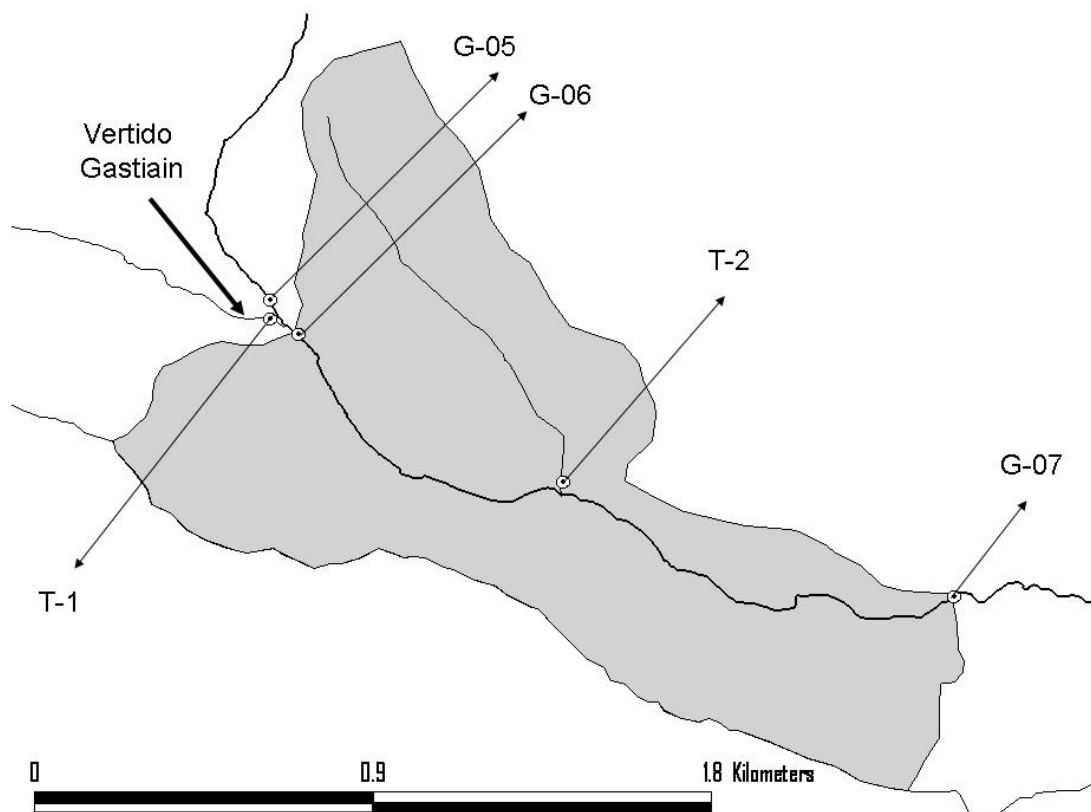


Figura 50. Sitios en los que se han medido flujos de amonio y nitrato que han sido considerados para la comparación con el flujo de DIN en G-07.

El flujo de DIN en G-07 corresponde al 100% y se estudia qué cantidad y porcentaje de este flujo final corresponde a cada uno de los tres flujos anteriores. En el tramo pueden existir aportes transversales intermedios pero también puede producirse una retención y procesamiento. Aunque esta aproximación no permite detectar con exactitud la magnitud de cada uno de estos procesos, cuando existe una mayor cantidad de DIN en G-07 que en el de la suma del resto de aportes significa que, aunque pueda haber habido retención, ha predominado el enriquecimiento de nitrógeno en el tramo fluvial. Este nitrógeno extra superior al resto de los aportes previos registrados, ha sido denominado *N no*

explicado. Por otra parte, si la suma de los aportes previos es superior al flujo de DIN en G-07, indicará la existencia de un procesamiento o retención netos.

En todas las ocasiones menos en agosto de 2002 se produjo una ganancia neta de **DIN** en el tramo no explicada por la suma de los aportes superficiales de amonio y nitrato registrados en el tramo (Fig. 51). Esta ganancia fue mayor en los periodos de fertilización tras la lluvia con claros máximos en febrero de 2002 y diciembre de 2003.

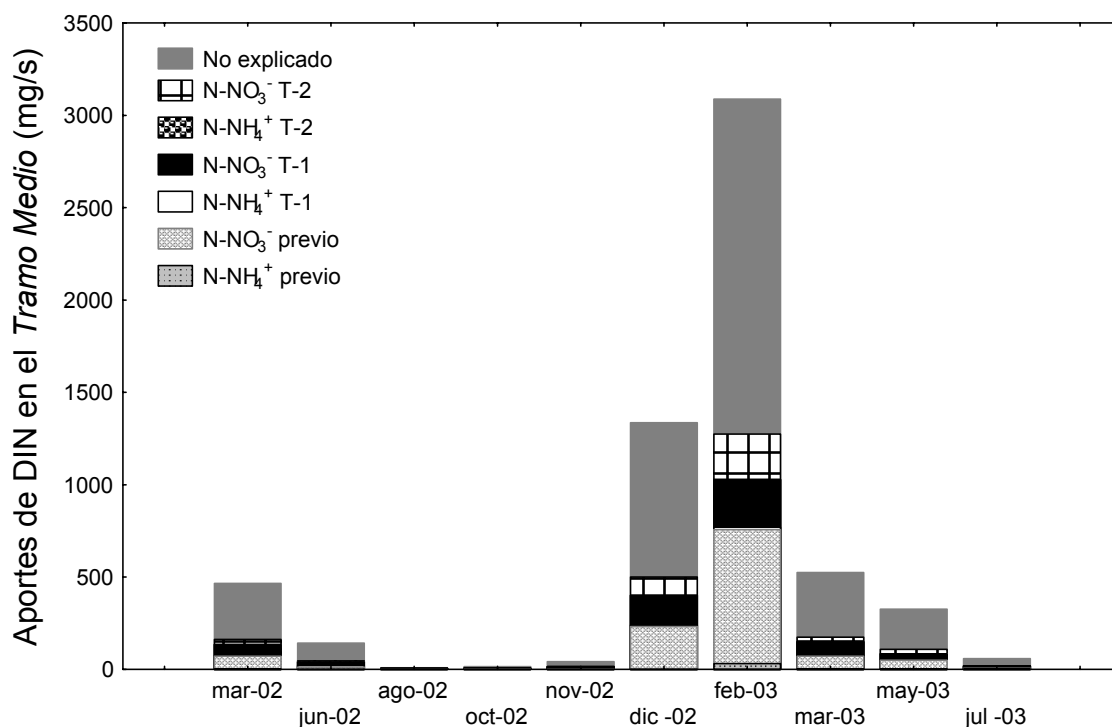


Figura 51. Flujo de amonio y nitrato correspondiente a cada aporte del Tamo Medio. Nitrato y amonio previos son los aportes de las partes altas previas al vertido de T-1. No explicado son los flujos que no corresponden a ninguno de los aportes superficiales registrados.

En agosto de 2002, con los caudales más bajos, se está produciendo una retención neta en el tramo y es el N en forma de amonio aportado por T-1 la principal contribución al DIN que alcanza finalmente G-07. En el resto de periodos siempre existe un porcentaje del DIN que discurre por G-07 no explicable por ninguno de los aportes de nitrato o amonio superficiales que existen en el tramo (Fig. 52). El porcentaje de DIN de G-07 *no explicado* se encuentra entre el 29.7% el 52.6% en función de los periodos.

La proporción de N aportada por las vías conocidas varía en función de la época. Es en los periodos del primer estiaje en los que el amonio se encuentra en una mayor proporción sobre el total. El amonio aportado por el sistema *previo* al tramo y por T-2, que responde a áreas sin impactos urbanos, es despreciable en todas las ocasiones. En

diciembre y en febrero los aportes de nitrato *previo* y de T-2 se hacen mayores. Los aportes de nitrato realizados por T-1 son siempre detectables y esto se puede deber a los cultivos de la parte de arriba de la cuenca o a la rápida oxidación del amonio del propio vertido.

Sea cual sea el origen del DIN en G-07, el amonio es la forma minoritaria de N en relación al nitrato y siempre se producen grandes incrementos en la relación nitrato:amonio entre G-06 y G-07 (Fig. 52). En marzo de 2002 y en diciembre de 2003 con las concentraciones altas de nitrato, se detectan los mayores valores de esta ratio (165 y 172 respectivamente). Cabe destacar que en agosto, octubre y noviembre de 2002, se pasa de una relación de 0.1, 0.6 y 0.5 en G-06 a 51, 25 y 28 respectivamente. Aunque en la mayoría de los casos no se esté observando una retención neta de los aportes de N en el tramo, la importante reducción del flujo de amonio en el tramo, indica que el amonio procedente de los focos urbanos está siendo procesado.

En todas las ocasiones (Tabla 18) se produce una ganancia neta de **caudal no explicada** por los aportes superficiales (20% de mediana sobre el caudal de G-07). Este aumento de caudal se debe con seguridad a aportes subsuperficiales desde el terreno. No existe correlación ($p = 0.58$) entre la ganancia porcentual de caudal transversal (*no explicado* por aportes superficiales de caudal) y la proporción de N que no es explicado por los aportes. Este resultado indica que la ganancia de N en el tramo puede tener diferentes causas. En los momentos con grandes aportes de lixiviados se producirá un importante aumento de N por flujos subsuperficiales. En otros momentos estos flujos llevarán menos concentración de nitrógeno y pueden existir otras causas como la regeneración de nitrógeno retenido temporalmente.

Hay que tener en cuenta que no se han valorado formas orgánicas de nitrógeno presentes en el vertido, aún así, en la dinámica de autodepuración, estas formas son las que primeras que se procesan y el pico de amonio detectado procederá en gran medida de esta primera fase del procesado (Hellawell, 1978). Si la dinámica de procesado se estuviese dando a mayor distancia, sería en G-07 donde encontraríamos la mayor concentración de amonio, sin embargo en ese sitio apenas queda amonio del vertido. Por esta razón, parece que la proporción de N orgánico no valorado no supone un gran aporte al balance del sector y en todo caso podría tener algo de importancia en los momentos de caudales más bajos.

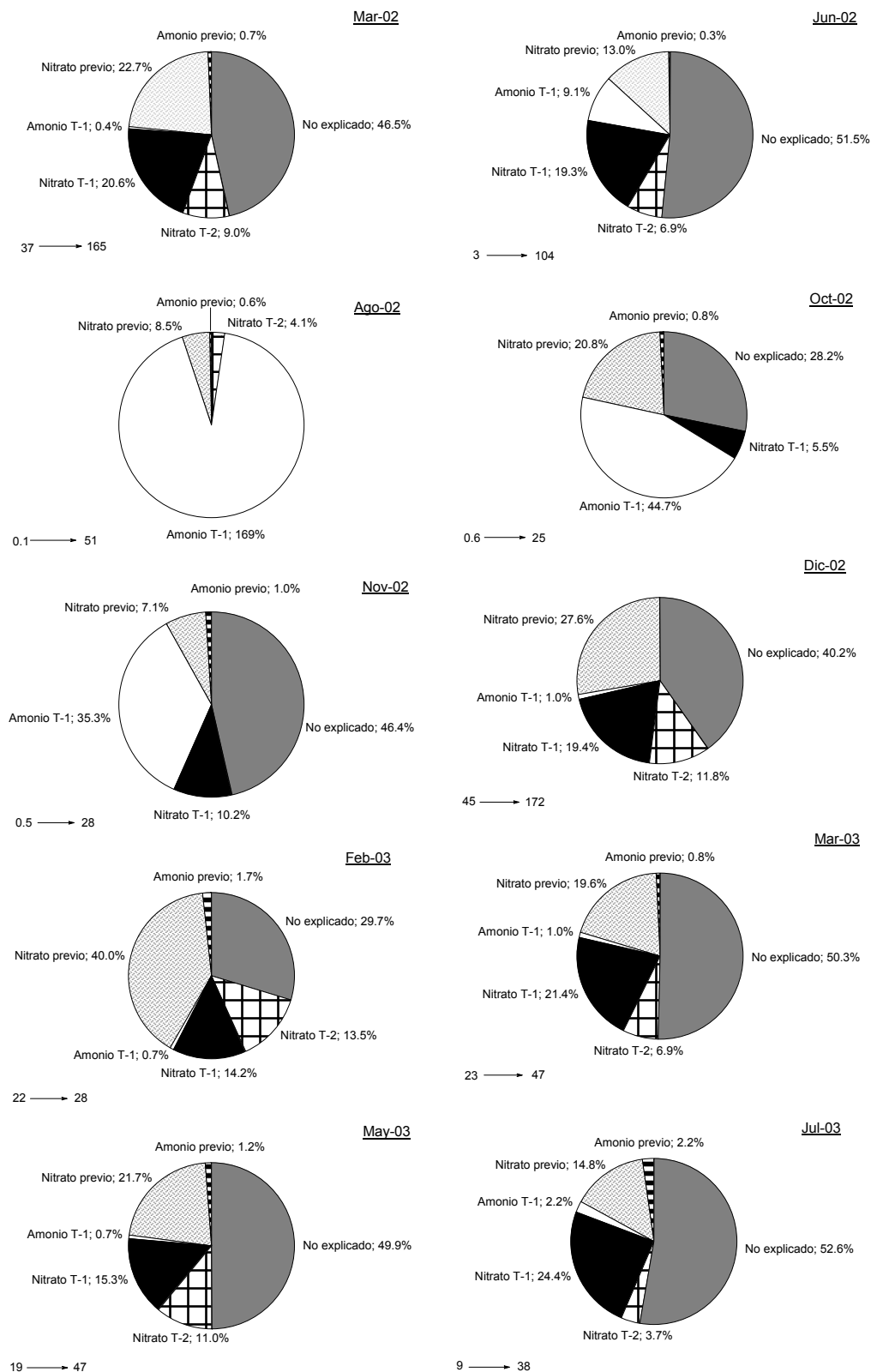


Figura 52. Porcentaje de cada aporte superficial de nitrato y amonio registrado en el Tramo Medio sobre el total de DIN en G-07 en los distintos periodos del estudio. El término no explicado se refiere al % de DIN en G-07 que es superior a la suma de todos los aportes registrados. Los aportes menores del 0.3% no aparecen en la figura. Las dos cifras unidas por una flecha en la esquina de cada subfigura representan la relación nitrato:amonio en G-06 y en G-07.

En cualquier caso se demuestra la tendencia de incremento progresivo de nitrato en el río Galbarra de cabecera a desembocadura; un procesamiento del amonio hacia la forma más oxidada que no explica por sí mismo la mayoría de los incrementos de nitrato y una ausencia de procesos destacables de retención.

Tabla 18. Porcentaje de caudal en G-07 no explicado por los aportes superficiales

Fecha	% Q no explicado
Mar-02	22
Jun-02	48
Ago-02	14
oct-02	13
nov-02	64
dic -02	34
feb-02	16
mar-02	21
may-02	19
jul -02	4

La situación para el **fosfato** es muy diferente, tan solo en el 40% de las situaciones se detecta una ganancia neta de fosfato en G-07 en relación a los aportes del Tramo Medio, en el resto de los casos hay una disminución clara del alto flujo de fosfato que ha sido aportado por el vertido (Tabla 19). La variable % de incremento es el porcentaje de fosfato que circula en G-07 sobre el total de los aportes previos valorados. Por ejemplo, un porcentaje de incremento de -100% indica que en G-07 está circulando la mitad de fosfato que el aportado en el tramo por el resto de flujos superficiales registrados lo que indica la existencia de fenómenos de retención neta.

Tabla 19. Flujo neto de fosfato en el Tramo Medio y % de fosfato de cada parte sobre ese flujo.

	Flujo neto en Tramo Medio (mg/s)	% de incremento en G-07	% Previo	% T-1	% T-2
mar-02	7.6	-89.6	21.4	166.8	1.3
jun-02	6.8	28.6	2.9	68.1	0.4
ago-02	0.6	0.7	10.6	88.6	0.1
oct-02	2.3	-0.6	10.9	89.7	0.0
nov-02	6.8	29.0	10.2	60.9	0.0
dic -02	6.4	-21.2	31.3	88.4	1.5
feb-03	46.9	21.9	55.0	20.0	3.2
mar-03	1.6	-55.8	55.4	98.5	2.0
may-03	0.9	-214.6	44.1	267.4	3.1
jul -03	1.3	-163.0	11.0	251.7	0.3

Aunque existe una ganancia de caudal en el tramo en todas las campañas, los flujos subsuperficiales probablemente no son una fuente importante de fosfato, por lo que las ganancias o disminuciones de fosfato en el tramo se deberán con seguridad a la relación entre la retención, transporte y movilización de fosfato en el río. Los resultados parecen mantener la tendencia detectada en el tramo de desembocadura. Pese a comenzar en marzo de 2002 con importante porcentaje de retención, a partir de ahí no se detecta retención e incluso se observa un enriquecimiento de fósforo en el tramo como ocurre en noviembre de 2002, cuando comienzan las primeras fertilizaciones con fósforo. Tras las fuertes lluvias de febrero y tras haber sido exportados los sedimentos ricos en fósforo (momento en el que se produce una ganancia neta de fosfato), al igual que ocurría en el *Tramo de Desembocadura*, empiezan a producirse las mayores retenciones en tramo. En febrero, además de no estar produciéndose retención, se están exportando las mayores cantidades de fosfato registradas en ese sitio. El tributario T-1 es el que siempre el que aporta la mayor cantidad proporcional de fósforo mientras que T-2 apenas aporta. La existencia de una débil correlación entre el caudal y el incremento de concentración de fosfato ($p=0.04$; $r=0.6$), apunta a la existencia de otras posibles influencias en la retención como es la cantidad de agua en conexión con el bentos y la velocidad de la misma.

5.3 Discusión

Desde que el agua de lluvia alcanza la superficie de la cuenca del Galbarra hasta que parte de ella sale por su desembocadura, se producen numerosos procesos que definirán la cantidad y las especies químicas de los nutrientes que serán definitivamente exportados.

5.3.1 Las cabeceras

Las dos cuencas de cabecera (G-01 y G-02) se encuentran principalmente ocupadas por bosques caducifolios y matorral mediterráneo, a menudo aclarado para el ganado que pasta en libertad en ocasiones, no se trata de pastizales cultivados ni fertilizados. El agua de lluvia supone un aporte de nutrientes sobre estas cabeceras, fundamentalmente de amonio y nitrato. El nitrógeno depositado, puede ser exportado principalmente en forma de nitrato, través de la lixiviación y en los bosques, esta lixiviación es dependiente de la magnitud de la deposición. Aber *et al.* (2003) y MacDonald *et al.* (2002) aportan datos en ese sentido para bosques estadounidenses y europeos, respectivamente. La deposición atmosférica de nitrógeno estimada en el Capítulo 4 (8 – 21 kg.ha⁻¹.año⁻¹) sitúa a la cuenca del Galbarra dentro del rango de deposición para cuencas forestales europeas a partir del cual se puede producir una exportación de nitrógeno dependiente de la deposición (Dise y Wright, 1995).

En las aguas de las cabeceras de la cuenca de Galbarra se produce una disminución de concentración de DIN de un 79%, que es muy homogénea a lo largo del año, lo que indica que este 79% está siendo retenido. De esta forma, teniendo en cuenta que un sistema se considera saturado cuando la disponibilidad de N excede la demanda de la biota (Fenn *et al.*, 1996), puede afirmarse que las cuencas de cabecera de la cuenca del Galbarra no están saturadas de N. Se trata por tanto de una cuenca con un comportamiento similar al observado por Dewalle *et al.* (2005) en pequeñas cuencas forestales de cabecera de EEUU en las que entre el 63% y el 93% del N depositado (con deposiciones netas similares a las de Galbarra) era retenido. En dichas cuencas, un 74% de lo retenido se quedaba en el propio terreno por asimilación de la vegetación y de los microorganismos edáficos, un 24% era retenido en las riberas y tan solo un 2% en el canal de los cursos de agua. En los arroyos, los procesos de retención son la adsorción, asimilación por la biota, enterramiento y almacenamiento en los sedimentos y la materia

orgánica, mientras que las salidas se dan por la volatilización del amonio, desnitrificación o exportación aguas abajo (Bernot y Dodds, 2005).

Esta aparente ausencia de respuesta a la deposición detectada en el agua fluvial es coherente con los estudios realizados por Pilkington *et al.* (2005) en páramos y matorrales de zonas altas y con los de Nilsson *et al.* (2006) en bosques de robles, según los cuales el incremento de la lixiviación de nitrato comienza a producirse a partir de deposiciones anuales más altas.

Aunque en las cuencas de cabeceras estudiadas no existen manchas de bosques de coníferas importantes, sí existe una pequeña proporción de pinares de *Pinus nigra* en las zonas más altas (6 ha). En Europa, el incremento de nitrato en la solución del suelo conforme aumenta la deposición de N es menor en los bosques de coníferas que en los caducifolios (Kristensen *et al.*, 2004), lo que es muy probable que en estas formaciones de coníferas, tampoco se estén produciendo importantes lixiviaciones de nitrato.

Otras formaciones existentes en Galbarra como los bosques mediterráneos de encinas, también retienen gran parte del nitrógeno depositado en los rangos de deposición encontrados (Rodá *et al.*, 2002).

En las zonas altas de Galbarra existen también áreas sin suelo con la roca madre al descubierto. Se ha demostrado que los suelos y las interfaces suelo/roca en zonas kársticas del tipo de las que aparecen en Galbarra, tienen un gran potencial desnitrificante (Einsiedl *et al.*, 2005). Por su parte, Sickman *et al.* (2002) detectaron una relación creciente entre la superficie de suelo de una cuenca y el nitrógeno retenido debido a la ausencia de procesos de retención en las zonas sin suelo. De este modo, las zonas de cabecera deberían retener menos nitrógeno que por ejemplo los tributarios T-2 y T-3 ocupados íntegramente por suelo y probablemente sería así si estos afluentes tuvieran unos usos similares a los de G-01 y G-02. La gran diferencia de concentraciones en todos los periodos entre ambos tipos de cuenca y de flujos por superficie (en los periodos húmedos) indica la existencia de otros factores asociados con el uso del territorio que están influyendo definitivamente en la dinámica de los nutrientes en la cuenca.

Las zonas altas que sirven de pastos ocasionalmente a la ganadería vacuna, aunque no estén fertilizados pueden suponer un aporte extra de nitrógeno tanto por la fijación de algunas leguminosas del pasto como por las heces del propio ganado (Ledgard *et al.*,

1996). En cualquier caso, las bajas concentraciones de DIN registradas indican que ese impacto, en caso de existir, será muy bajo.

Según Aber *et al.* (1998) y Bowman *et al.* (2006) cuando se producen entradas crónicas de nitrógeno por deposición, muchos aspectos relacionados con los procesos del ciclo del nitrógeno o con la estructura de las comunidades vegetales pueden ser modificados antes de que se produzca un incremento importante de la lixiviación de nitrato. Pese a que se ha descrito que otros autores no han encontrado lixiviación importante de nitrato con niveles de deposición elevados, no hay que descartar que se esté produciendo un enriquecimiento progresivo de nitrógeno en los ecosistemas de cabecera y una alteración del ciclo. Así, aunque actualmente no se refleje en un incremento de nitrato en el agua del río, puede llegar a un punto a partir del cual se produzca ese cambio, sin la necesidad de que los aportes atmosféricos se hayan incrementado.

Las cantidades de fosfato depositado a través de la lluvia era muy bajas (0 - 40 $\mu\text{g/L}$ con 13 $\mu\text{g/L}$ de mediana). Otra fuente son las deposiciones del ganado o la propia litología (aunque en este caso esta fuente, de existir, será muy pequeña). Otra fuente no valorada y considerada de mayor importancia que la deposición húmeda es la deposición seca de P (Anderson y Downing, 2006). Todas estas entradas justifican que, aunque probablemente se produzca una importante retención de fósforo ya que es un nutriente limitante que los ecosistemas han aprendido a gestionar, la concentración de fosfato en las aguas fluviales de las zonas altas sea similar a la del agua de lluvia. La dinámica del fósforo en un territorio kárstico puede ser complicada (Alloush *et al.*, 2003). Aunque una buena parte del P depositado será retenido en capas superficiales del suelo, en ocasiones puede ser exportado en escorrentía superficial o viajar a través del suelo, principalmente vía macroporos o fracturas (Sharpley *et al.*, 2001), en forma tanto disuelta como particulada, y alcanzar así las aguas subterráneas o finalmente el canal de los arroyos. La concentración y exportación de fósforo desde las zonas altas es inferior a la detectada en otros lugares con aportes focales o con agricultura dejando patente que estas unidades del paisaje no suponen un gran aporte permanente de fosfato y mucho menos que pueda desencadenar una eutrofización.

Aunque la concentración de nutrientes de las dos cabeceras sea muy baja y en general similar, en algunos momentos existen diferencias entre ambas. Diferencias en la composición de especies vegetales o en la historia de las manchas de vegetación pueden implicar una diferencia en la concentración de nitrato del río en cuencas de montaña

pese a tener deposiciones o geología similares (Lovett *et al.*, 2000). Además Irvine y Jackson (2006) detectaron que pueden existir diferencias en la limitación de nutrientes, tanto de fósforo como de nitrógeno, controladas por pequeños procesos locales ocurridos en las cuencas de cabecera.

Sintetizando, la disminución de la concentración de DIN de un 79% de media con respecto al agua de lluvia indica que las cuencas de cabecera de la cuenca de Galbarra no se encuentran todavía en un estado avanzado de saturación por N.

5.3.2 El nitrógeno inorgánico disuelto en el resto de la cuenca

En la cuenca del Galbarra, la dinámica de los nutrientes en los tramos de los arroyos que drenan cultivos o que reciben vertidos de los pueblos es totalmente diferente a la descrita anteriormente. El análisis de los resultados obtenidos en las diversas aproximaciones realizadas en este trabajo, pone de manifiesto la importancia de los aportes de los fertilizantes, muy por encima de los aportes puntuales y de la deposición atmosférica, en la exportación final de DIN.

Las dinámicas espacio-temporales han sido variables a lo largo del año tanto en las concentraciones como en los flujos absolutos o netos del amonio y el nitrato. Pero, a excepción de momentos ocasionales, el nitrato es la forma prioritaria de DIN en su desplazamiento por las aguas fluviales de la cuenca y la lixiviación difusa de nitratos es la vía prioritaria.

De manera general se ha observado que la dinámica del DIN en Galbarra se encuentra dirigida por:

- (1) un gran aporte de nitrógeno en forma de nitrato desde los cultivos hacia el río variable en función del volumen de agua circulante y de la situación de la cuenca, que está relacionado con la época del año y la situación de la vegetación;
- (2) la existencia de momentos de menores caudales y periodos sin fertilización y mayor actividad biológica, en los que los vertidos urbanos toman una mayor relevancia en el balance del nitrógeno circulante;
- (3) una capacidad limitada de retención de DIN probablemente debida a una saturación de los procesos de asimilación y retención de manera que los cauces principales se

comportan como conductores del nitrógeno recibido, que lleva una dinámica creciente en concentraciones y flujos desde la cabecera a la desembocadura.

Aunque la recogida de datos se ha realizado fundamentalmente en momentos con flujos transversales pero no en condiciones de esorrentía superficial fuerte:

- (1) los flujos estimados a partir de los resultados de las parcelas de esorrentía y las sondas de succión;
- (2) la fuerte relación entre el flujo por superficie de nitrato y la proporción de cultivos en momentos sin esorrentía superficial tras las lluvias en varias campañas;
- (3) la práctica ausencia variación de la concentración de nitrato en varias repeticiones en algunos sitios clave en un mismo periodo pero con caudal variable;
- (4) y la revisión de estudios realizados en cuencas agrícolas (Hubbard y Sheridan, 1983; Peterjohn y Correl, 1984; Jordan *et al.*, 1997b);

indican que la infiltración es la vía principal de exportación de nitrato desde los cultivos.

Además:

- (1) las altas concentraciones de nitrato en el agua intersticial bajo el cultivo;
- (2) la proporción muy superior de los flujos provenientes de áreas agrícolas no urbanas con respecto a los flujos urbanos;
- (3) la fuerte relación entre la concentración de nitrato y la superficie de cultivo de cada cuenca;
- (4) los resultados de los ANOVAs realizados entre los tributarios;
- (5) la fuerte relación entre el flujo por superficie y la superficie de cultivo en algunas épocas del año;

confirman que las áreas de cultivo son las principales responsables de las altas concentraciones de nitrato y por tanto de DIN (ya que el nitrato es la forma predominante) detectadas en las aguas fluviales de Galbarra.

Los nutrientes, los usos del territorio y los caudales

Los cultivos con una fertilización periódica son unidades del paisaje con un gran potencial de exportación de nitrógeno fuera del sistema (Garten y Ashwood, 2003; Robinson *et al.*, 2005). La fuerte relación lineal entre la concentración de nitrato en aguas fluviales y el porcentaje de cultivos en la cuenca ha sido observada en otras ocasiones (Jordan *et al.* 1997a; Gangbazo, 2000; Donner, 2003; Kyllmar *et al.* 2006; Moreno *et al.* 2006a). Estos autores han encontrado porcentajes de varianza explicada muy altos pero generalmente inferiores a los encontrados para Galbarra (72%, 80%, 85%, 66% y $r=0.63$, respectivamente, mientras que en Galbarra se obtuvo un 90% de varianza explicada). La explicación puede deberse a la existencia de una mayor variabilidad en el resto de trabajos por ser cuencas más alejadas y probablemente menos homogéneas en sustrato o geología. Las diferencias entre la dinámica del nitrato en cuencas agrícolas pueden estar en parte influidas por diferencias en regímenes hidrológicos, características del suelo o extensión del bosque de ribera (Vanni *et al.*, 2001). Por ejemplo, Kyllmar *et al.* (2006) detectaron una explicación de varianza más baja, sin embargo su trabajo se realizó en diversas cuencas con características muy variables. Una de las características más importantes que diferenciaba claramente la concentración media de nitrato era la textura del suelo; en suelos arenosos o franco-arenosos, se favorecen los procesos de lixiviación desde los cultivos por lo que las concentraciones en agua del río son significativamente más altas. Sin embargo, en suelos arcillosos el agua tarda más en percolar, se generan ambientes propicios para de desnitrificación y el nitrógeno permanece más tiempo en el cultivo estando disponible para las plantas y de este modo, la cantidad de nitrógeno que alcanza el río es menor y por tanto la concentración final, aunque estará relacionada con la superficie de cultivo, será menor.

La granulometría del cultivo estudiado está un lugar intermedio (entre la clase *Franca* y la *Franco-Arcillo –Arenosa*) si esta granulometría es homogénea en la cuenca, se explica que la varianza explicada sea mayor. Jordan *et al.* (1997a) trabajaron con 10 cuencas con rangos de variación de tamaños similar al de los tributarios de Galbarra y con un porcentaje de cultivos repartido de forma parecida aunque más diferentes entre sí. Al igual que en Galbarra, tampoco encontraron una relación entre la concentración de fosfato o de amonio y el porcentaje de cultivos pero sí entre el flujo por superficie de nitrato y el porcentaje de cultivos.

Estos resultados, muestran que pese a la evidente importancia que tiene la superficie de cultivos en la concentración final de nitrato en el agua de los ríos de su cuenca de drenaje, la variabilidad de otros factores ha de ser tomada en cuenta para comparar cuencas más alejadas o menos homogéneas.

El nitrato presenta una correlación con el caudal en el 50% de los sitios estudiados, este resultado coincide con lo encontrado en otras cuencas mediterráneas poco impactadas (Butturini y Sabater, 2002; Bernal *et al.*, 2005). En estos casos encuentran un porcentaje de varianza y una dispersión de datos que indican que además de existir una variación en la relación en función de la época del año, existen otras causas que justifican la concentración final de nitrato. En la cuenca del Galbarra los valores de la correlación son variables (Rango de r : 0.58 - 0.88) en función del sitio de muestreo.

Esta variabilidad podría estar relacionada con el metabolismo y la variabilidad espacio-temporal de los nutrientes característicos de cuencas mediterráneas sin impactar (Maltchick *et al.*, 1998; Mollá *et al.*, 1998). Sin embargo, se considera que en una cuenca como la del Galbarra, con entradas crónicas de nutrientes y con rangos de concentración altos, los procesos que controlan el movimiento y transformación de los nutrientes en cuencas sin impactar, quedarán sin duda ocultos y alterados por los flujos agrícolas y urbanos.

Por ejemplo, los tributarios que sólo presentan agricultura (T-2, T-3 y T-6), tienen una fuerte correlación entre el caudal y la concentración de nitrato (esta correlación es menor en T-6 donde la proporción de superficie de agricultura es menor). Este resultado se debe probablemente a que la lixiviación y transporte de nitrato desde los cultivos hacia el río es activada en los momentos en los que se producen mayores flujos transversales de agua. Sin embargo, en los sitios en los que además de agricultura existen vertidos urbanos y áreas forestales o de matorral, esta correlación desaparece. Las áreas forestales producen un bajo aporte de nitrato durante todo el año y en periodos de aguas bajas, el nitrato de los vertidos (tanto de forma directa como fundamentalmente por la nitrificación del amonio) produce un aporte extra que distorsiona la correlación con el caudal.

Los resultados obtenidos, muestran que existen otras causas, además de la variación del caudal que están explicando la concentración final de nitrato en el agua del río. El tamaño de cada subcuenca no está relacionado con la exportación relativa de lo

nutrientes en la cuenca del Galbarra, sin embargo, la proporción de los usos que existen en cada una sí lo está. Se observa un máximo de concentraciones generalizado con las lluvias de diciembre tras la primera fertilización de los cereales, este máximo de concentraciones coincide con una importante relación lineal entre la superficie de cultivos de cada tributario y la exportación por superficie ($r^2 = 0.93$; $p = 0.00003$). También en este momento la relación entre la superficie de cultivos acumulada (SCA) y la concentración de nitrato a lo largo del río Galbarra se hace máxima (máxima pendiente y varianza explicada $r^2 = 0.90$; $p = 0.00002$) siendo mayor que la realizada con el Pk.

Desde ese momento, se produce una disminución progresiva de la concentración de nitrato y de la r^2 y la pendiente de las regresiones entre concentración de nitrato y SCA en el río Galbarra. Esto es así pese a que siempre se están produciendo flujos transversales de agua y de nutrientes (como se comprobó en el estudio de agua intersticial y el de los balances realizados en el *Tramo Medio*). Estos resultados muestran que en la cuenca, además del volumen de nitrato exportado desde el territorio hacia el río dependiente del caudal y de los usos, tiene que existir otros factores que controlan la concentración y flujo final de nitrato que se está moviendo por los cauces.

El fenómeno de la asincronía

Aunque de forma general sí existe relación entre el caudal y la concentración, en un mismo momento del año las variaciones de caudal apenas han hecho variar la concentración final de nitrato en el agua (evidentemente sí de los flujos absolutos). Esto induce a pensar que la situación de la cuenca en cada momento del año está jugando un papel clave en la concentración final del nitrato ya que la variación de caudal hace variar los flujos pero no las concentraciones.

Un gran número de autores han estudiado fenómenos similares en cuencas con distinto grado de antropización llegando siempre a la misma conclusión: existe una asincronía o desajuste entre el momento en el que la biota de la cuenca puede ejercer un mayor control sobre los nutrientes y el momento en el que por las condiciones climáticas se producen los mayores flujos de nitrato por lixiviación. O en otras palabras, existe un desacoplamiento entre los periodos de mayor demanda y los de mayor transporte de N en la cuenca. Esta asincronía ha sido detectada en cuenca mediterráneas forestales sin

deposición importante (Bernal *et al.*, 2005), cuencas mediterráneas sin agricultura pero con una importante deposición atmosférica de nitrógeno (Fenn *et al.*, 1998; Meixner y Fenn, 2004) y en cuencas agrícolas tanto en climas templados (Lowrance *et al.*, 1984; Bowes *et al.*, 2005) como mediterráneos (Bellos *et al.*, 2004). Es evidente que otros factores como el periodo de fertilización y la instalación de riego tendrán una fuerte influencia y además la demanda y capacidad de retención de la cuenca puede llegar a saturarse. Por ejemplo, Torrecilla *et al.* (2005) detectaron altas concentraciones y flujos en verano en las áreas de regadíos intensivos cercanos al Ebro. Esta asincronía puede observarse en la cuenca del Galbarra a simple vista (Figs. 53 y 54). En la Figura 53 se observa la situación de los cultivos y de las riberas en invierno que contrasta claramente con la situación de la Figura 54 de primavera, en la que se observa un importante desarrollo de la vegetación en todo el territorio, que evidentemente implica una mayor demanda de los nutrientes para la producción primaria.

Desde que el nitrógeno entra en el cultivo por fertilización y deposición (sólo en alguna ocasión se realizan rotaciones con leguminosas fijadoras) hasta que una proporción del mismo alcanza el río, pueden suceder muchos procesos que impliquen una mayor o menor exportación.

Los procesos que facilitan la mineralización y nitrificación y por tanto la exportación final son estimulados en los suelos fertilizados, lo que agrava por tanto el problema de la exportación en forma de nitrato (Bielek, 1998). Pese a todo, el Capítulo 4 se observó que se está produciendo un control biológico por parte del cultivo en el mes de marzo tras la fertilización con nitrato-amónico, ya que la concentración de nitrato en profundidad ha disminuido en relación a la concentración en las capas del suelo superficiales, además se comprobó que las lluvias del 31 de marzo no produjeron un incremento sensible de la concentración en el río pese al aumento del caudal. Si no existiese esa importante asimilación por parte del cultivo, la lixiviación y transporte de nitrato hacia el río en primavera sería mucho mayor. Es llamativo que el agua de infiltración del cultivo en profundidad (110 cm) presentó concentraciones similares en los 6 periodos estudiados y sin embargo las concentraciones finales en el río llevaban una clara tendencia descendente hasta el verano.



Figura 53. Imagen del valle de Galbarra en diciembre de 2002.



Figura 54. Imagen del valle de Galbarra en mayo de 2003.

Las concentraciones y flujos de nutrientes entre los 110 cm del cultivo y el propio río no han sido controladas en este trabajo. Es evidente que en el recorrido del agua desde 110 cm de profundidad hasta que alcanza el río a través de los flujos subsuperficiales, ocurren distintos procesos diferenciales en función de la época del año que determinan

la concentración final obteniendo como resultado esa asincronía citada anteriormente. Por ejemplo, Zhu *et al.* (2005) detectaron una acumulación de nitrato lixiviado desde cultivos de trigo en capas más profundas del suelo (1.70 m), profundidad a la que no se ha llegado en este estudio. Allí se pueden estar produciendo condiciones anaeróbicas y fenómenos de desnitrificación variables en función de la época del año, que estén modulando la concentración de nitrógeno de esos flujos subsuperficiales.

Antes de alcanzar el río el agua atraviesa los ecotonos ribereños. Como se estudia en el Capítulo 6, aunque los bosques de galería en Galbarra han sido estrechados y modificados, no han desaparecido y se encuentran por lo general vegetados con una gran variedad de especies típicamente riparias. Es muy probable que antes de que el agua proveniente de los cultivos alcance el río, se esté produciendo una importante retención por asimilación de la vegetación y una salida del sistema por desnitrificación que será mayor en los periodos primaverales y veraniegos agravando el problema de la asincronía. Aunque múltiples trabajos han demostrado la gran eficiencia de estos ecotonos en la regulación del nitrato (ver Introducción del Capítulo 6), esta eficiencia será variable en función de diversos factores (Hill, 1996). Por ejemplo, Butturini *et al.* (2003) en un estudio en una pequeña cuenca forestal mediterránea, detectaron que esta eficacia podía ser relativa ya que estaba condicionada por los drásticos cambios en el nivel del agua subterránea que se producen en este tipo de climas. La cuenca de Galbarra es más húmeda que la de ese estudio y puede que en algún año con periodo hidrológico muy variable se produzcan fenómenos instantáneos parecidos con aporte de nitrato desde las riberas hacia el río. Sin embargo, en el periodo y condiciones climáticas de este estudio se producen:

- (1) claros e importantes aportes de nitrato subsuperficiales desde el cultivo al río;
- (2) una baja retención del mismo en el propio río;
- (3) una disminución importante de la concentración de nitrato del agua intersticial con respecto a la del río (incluido en las cuencas completamente agrícolas);
- (4) y una disminución clara de la concentración en los periodos primaverales y veraniegos;

por lo que parece que las formaciones de ribera están ejerciendo un importante papel modulador y retienen una gran parte del nitrógeno exportado en algunos periodos del año. La retención será mayor en periodos primaverales y veraniegos y esta es

probablemente una de las causas de las importantes diferencias de concentración encontradas a lo largo del año.

Con lo que se ha comentado hasta ahora se podría concluir que en los cultivos hay un cantidad de N que se lava en forma de nitrato a concentración constante mientras haya agua y que son los diversos procesos citados, variables a lo largo del año, los que definen la concentración final en el río (que no el flujo).

Sin embargo, se considera que los datos de agua subsuperficial no son suficientes para hacer esta afirmación y existen otros indicadores de que otros fenómenos pueden estar también actuando. Por ejemplo, desde la fertilización y lluvias de diciembre hasta febrero, se produce una disminución de la concentración y sin embargo, todos los meses del periodo invernal serán poco propicios para que exista una retención efectiva por parte de la biota. La continuada disminución de la concentración de nitrato hasta octubre en campañas realizadas en momentos óptimos para la retención conduce a pensar que también puede estar produciéndose un lavado efectivo con una disminución progresiva de N desde la última fertilización, del nitrato potencialmente lixiviable. Aunque no se ha sido detectada esta disminución de la concentración en las aguas subsuperficiales profundas, no se ha visto la proporción de ese nitrato que queda acumulado en partes más profundas. Puede ser que a esa profundidad comience el lavado y disminución progresiva del nitrato potencialmente lixiviable. Este nitrato lavado será recargado con nuevas fertilizaciones y lluvias. De este modo sería muy probable que si no se realizase la fertilización de marzo, unido al control biológico que comienza en esa época, la disminución de la concentración de nitrato en primavera sería mucho más drástica que la detectada.

Dinámicas instantáneas vs. dinámicas a medio o largo plazo

Los estudios de histéresis (patrones de variación de la concentración “c” de solutos frente a la variación del caudal “q” en tormentas) muestran una gran variabilidad en las dinámicas c-q dentro de una misma cuenca mediterránea (Butturini y Sabater 2002; Butturini *et al.*, 2006). Aunque en este estudio no se dispone de muchos datos de variación de c y q bajo condiciones de fuerte tormenta, sí se dispone de muchos datos recogidos en sitios claves varias veces por campaña en condiciones variables de caudal. Como ya se ha descrito, la concentración de nitrato apenas sufre variación en un mismo

periodo pese a los cambios importantes en el caudal. La tormenta de octubre de 2003, fuertemente erosiva, produjo rápidos cambios en la concentración de fosfato y amonio, sin embargo, el nitrato apenas cambió.

Aunque no fue recogida la tormenta de finales de marzo de 2003 tras la fertilización en el momento que se produjo sino después, cuando empezaron los flujos subsuperficiales, la alta concentración de nitrato ($6.5 \text{ mg/L de N-NO}_3^-$) del agua de escorrentía superficial del cultivo, muy inferior en cualquier caso que la concentración del agua de infiltración, indica que tuvo que producirse un pulso de nitrato asociado a la tormenta. Este pulso se debió a un aporte momentáneo del agua de escorrentía que acaba de lavar hacia el río el fertilizante recién aplicado y probablemente la relación c-q siguió un patrón horario. De hecho, en marzo de 2002 se recogieron muestras tras las lluvias obteniendo una concentración de nitrato bastante alta.

Pese a la existencia de estos posibles pulsos asociados a un lavado instantáneo de los fertilizantes en momentos muy concretos, los flujos de nitrato (y por tanto de DIN) en la cuenca del Galbarra están profundamente influidos por la dinámica de la fertilización y posterior exportación y control biológico, por lo que en este caso podría hablarse de una “histéresis anual” fundamentalmente en invierno-primavera, que imperará por encima de otros procesos puntuales. De este modo, tras la fertilización de noviembre, con las primeras lluvias, comienzan a activarse los flujos subsuperficiales y en el momento que alcanzan el río se produce el gran aumento de concentración (lo que correspondería con un comportamiento anti-horario). A partir de ahí, mientras haya nitrato que lavar y agua que lo transporte, este será exportado y el control biológico producirá una disminución paulatina de nitrato en el río con mínimos en el otoño antes de la fertilización y de las lluvias invernales.

Como se comentó en el estudio del *Tramo Medio*, en las principales campañas se está produciendo aporte de agua subsuperficial (el caudal no explicado por las entradas superficiales valoradas) y aunque siempre existe una fuerte relación entre la concentración de nitrato y la superficie de cultivos, es muy importante recordar que esa relación existe para el flujo por superficie solamente en los periodos de invierno-primavera y no en verano-otoño. Esto probablemente se deba a que en los periodos de verano-otoño:

(1) el control biológico es mayor;

- (2) los flujos netos mucho menores;
- (3) los focos puntuales que aportan nutrientes, tienen una mayor influencia proporcional.

Observando los flujos netos, se comprueba que las mayores concentraciones invernales unidas a grandes los flujos de agua, menor evapotranspiración y menor control biológico, desembocan en la existencia de un periodo de varios meses altamente críticos para la exportación de nitrato. En periodos especialmente húmedos como los de este estudio, en los que las grandes precipitaciones se concentran en los periodos más desfavorables, el problema será aún mayor. Esto coincide con lo observado por Vanni *et al.* (2001) en cuencas agrícolas, que detectaron mayores tasas de exportación de nutrientes en los años húmedos. En Galbarra, diciembre es uno de los meses más húmedos por lo que la exportación durante ese mes será muy frecuente.

Así, queda patente la gran importancia del control biológico en el viaje del agua desde el cultivo hasta el río durante los periodos óptimos, por tanto, si existiesen sistemas de drenaje artificial subterráneo (*tile drainage*) este problema sería mucho más grave (David *et al.*, 1997) ya que el agua no atravesaría áreas en las que los nutrientes podrían ser retenidos, y en las primaveras lluviosas la exportación de nitrato sería mucho mayor que la registrada.

El amonio

Como se ha visto a lo largo del trabajo, el amonio, aparte de tener una importancia cuantitativa mucho menor que la del nitrato, presenta una dinámica muy diferente que no va asociada a la exportación desde los cultivos ni presenta una dinámica temporal ni espacial definida. De forma general, la dinámica del amonio se basa en aumentos de concentración en los tramos de recepción de los vertidos urbanos. El aumento caudal produce una dilución del amonio por lo que en los periodos húmedos las concentraciones son menores. El amonio es procesado rápidamente (probablemente a través de la nitrificación), de manera que aguas abajo se produce una rápida disminución de las concentraciones y flujos de este nutriente. No existen diferencias en las concentraciones y los flujos por superficie de amonio entre los tributarios que tienen vertidos lejanos al sitio de muestreo y los agrícolas que no tienen vertidos, lo que confirma la hipótesis anterior. Esta dinámica de dilución de vertido se ve alterada tan

solo en los momentos en los que se producen importantes incrementos instantáneos de caudal con fuertes aportes superficiales o subterráneos. El agua de lluvia supone un gran aporte de N en forma de amonio que no se ve reflejado en el agua de río (con concentraciones mucho menores). En momentos muy lluviosos, como el registrado en febrero de 2003, parte del agua alcanza el río a través del karst sin que el amonio tenga la opción de ser retenido y por tanto la concentración de amonio sube en lugar de seguir la dinámica habitual de dilución del vertido.

También podría ocurrir que las unidades del territorio que potencialmente pueden captar amonio, como la biota o el sustrato por adsorción, se vean saturadas en esos momentos (Dodds *et al.*, 2002) por la gran cantidad de amonio que está siendo incorporado a través de la lluvia. Por ejemplo, en el agua de escorrentía de las parcelas, fue en febrero, sin ninguna fertilización próxima, cuando se obtuvieron los máximos de concentración de amonio. Un caso interesante es de la lluvia fuerte, erosiva y corta de octubre de 2003. En el momento en el que el caudal cargado de sedimentos aumentó, la concentración de amonio se disparó de forma instantánea (hay que recordar que apenas varió la del nitrato). En este caso, se considera que además de existir fenómenos como los anteriormente citados, se está produciendo un fuerte lavado del territorio con exportación de amonio. Cuando se recogieron estas muestras, llevaba varios días sin una lluvia importante y aunque no se ha fertilizado, estos periodos de transición entre el periodo húmedo y seco en climas mediterráneos se consideran especialmente óptimos para la mineralización (Bernal *et al.*, 2003; Bernal *et al.* 2005). Por tanto la explicación de este pulso instantáneo puede deberse al arrastre de amonio proveniente de una mineralización cercana además del lavado de algunos focos puntuales.

El estudio de los tramos

Por lo que se refiere a los procesos ocurridos en el propio río, en los resultados de los balances por tramos se observa que en la práctica mayoría de las ocasiones se produce un enriquecimiento neto de DIN en las zonas con cultivos y vertido que por lo general supera con creces al aporte puntual de este último. Aunque con el tipo de datos que se manejan no se puede asegurar que no se esté produciendo algo de retención, el enriquecimiento neto es claro.

Al no disponer de datos como la longitud de procesado (S_w), el coeficiente de transferencia de masas (v_f) o la tasa de procesado por área (U) no se puede profundizar en la dinámica del amonio en el *Tramo Medio* tras el vertido. Pese a todo, es evidente que el amonio del vertido está siendo procesado ya las concentraciones de partida se mueven en un rango muy amplio (50 – 3530 $\mu\text{g/L}$ de N-NH_4^+) las concentraciones en G-07 se mueven en un rango bajo (25 - 105 $\mu\text{g/L}$ de N-NH_4^+), los flujos netos de amonio disminuyen casi siempre en el tramo y la relación nitrato:amonio se recupera siempre en apenas 2 kilómetros de río.

Se ha observado que el porcentaje de disminución de la concentración de amonio está relacionado linealmente con el caudal de forma positiva y con la concentración de forma negativa. Esto es lógico ya que en verano, periodo óptimo para el procesado y con menores caudales (y por tanto mayores concentraciones en G-06) es cuando se observan mayores porcentajes de disminución de amonio. Esto unido a la disminución de los flujos de amonio indica que, aunque se encuentran rasgos de saturación para el DIN y estos tramos se comportan como exportadores netos, para el amonio, la capacidad de procesado no se ha saturado.

En el *Tramo de Desembocadura*, sin ningún aporte potencial, apenas se está produciendo retención de DIN. Todo indica que el nitrógeno en la cuenca de Galbarra se está comportando siguiendo un modelo que Meyer y Likens (1979), trabajando con fósforo, definieron como *Troughput mode*. En estas situaciones se producen fuertes aumentos de caudal y de concentración y los canales se comportan como transportadores de nutrientes. El resto del año el río se comporta siguiendo un modelo *Processing-Retention mode* predominando los bajos caudales y la retención de nutrientes. Los datos de este estudio parecen indicar que la dinámica de procesado se ha visto alterada y que el río se comporta siguiendo el primer modelo en muchas ocasiones del año mientras exista nitrógeno que lavar desde los cultivos. Hay que recordar que tan solo en agosto de 2002 se ha detectado una retención neta de DIN en el *Tramo Medio*. Este es un periodo óptimo para la bioacumulación (Bowes *et al.* 2003), con mayores temperaturas que estimulan la asimilación (Merseburguer *et al.*, 2005), en el que se han registrado caudales muy bajos asociados a bajas velocidades, menor profundidad y por tanto una mayor proporción de agua en contacto con el lecho (Peterson *et al.* 2001; Wholheim *et al.*, 2001) y a una mayor relación entre el área de las zonas de acumulación y el área de la sección transversal del río, A_s/A (Butturini y Sabater, 1999),

siendo además el periodo más óptimo para la desnitrificación en ríos (Piña-Ochoa y Álvarez-Cobelas, 2006).

La pequeña o práctica ausencia de retención de DIN en el río en la mayoría de los periodos estudiados está probablemente relacionada con una saturación de diversos procesos del ciclo del nitrógeno (Aber, 1998) asociada al aporte continuado de nutrientes desde los cultivos y los pueblos. Este tipo de alteraciones ha sido recientemente estudiado en Cataluña (Martí *et al.*, 2004) en distintos ríos que recibían los efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales concluyéndose que la eficiencia en la retención de nutrientes de los ríos receptores puede verse muy alterada por la cantidad y la calidad del vertido. En este estudio llegan a medir longitudes de retención (S_w) para el DIN de hasta 29 km. Los autores plantean que al aporte de nutrientes de las depuradoras puede estar sumándose el aporte transversal neto e incluso a procesos de liberación de nutrientes (mineralización, disolución ó nitrificación). Algunos procesos de liberación de N pueden darse en condiciones en las que procesos acuáticos y del propio río produzcan liberación de nitrato (Burns, 1998). Es muy probable que en Galbarra, en los periodos de verano-otoño en los que existe una fuerte correlación entre la concentración y el porcentaje de cultivos pero no entre el flujo por superficie y el porcentaje cultivos, se estén produciendo estos fenómenos de liberación de N en el propio cauce, saturado de por sí de nitrógeno. Esta situación de saturación de los procesos de retención se agravará en cuencas agrícolas en las que existe un aporte extra de nutrientes por vía difusa (Merseburguer *et al.*, 2005).

La desnitrificación que supondrá una retirada efectiva del nitrógeno retenido, también puede verse alterada; Royer *et al.* (2004) y Schaller *et al.* (2004) estudiaron la desnitrificación en ríos modificados por la agricultura con grandes flujos de nutrientes comprobando cómo este proceso (a excepción del verano) puede verse alterado y afectar muy poco al balance total de nitrato en el río. Aún así, estos datos contrastan con Von Schiller *et al.* (2006) ya que encontraron mayores tasas de desnitrificación y menores longitudes de retención en un tramo agrícola que en otros dos, uno forestal y otro urbano. En otro estudio reciente se evalúa cómo en cuencas de cabecera en las que se están asentando urbanizaciones con vertidos puntuales se han incrementado los flujos de nutrientes y se han perdido la capacidad de procesado (Kaushal *et al.*, 2006).

El municipio de Galbarra ha sufrido el típico proceso de abandono rural y en la actualidad el número de habitantes es bajo en los 5 concejos. Evidentemente, si se

produjese un nuevo proceso de ocupación urbana, el flujo de nutrientes al río iría aumentando progresivamente (Valiela y Bowen, 2002) y el problema se agravaría más aún. Otros problemas como la rectificación y estrechamiento de cauces ocurridos en la cuenca del Galbarra (ver Capítulo 6) pueden también alterar la capacidad de retención de los ríos (Kronvang *et al.*, 1999; Sweeney *et al.*, 2004).

Sabater y Martí (2000) propusieron cuatro modelos de comportamiento de los nutrientes en la espiral de nutrientes que se pueden producir en el río. Según todo lo visto hasta ahora, pese a que existe un claro control de las unidades externas al río, el propio cauce seguirá un modelo de espiral de nutrientes dilatado, fundamentalmente debido a largas longitudes de retención producidas por un continuado flujo de N. No se ha valorado la tasa de renovación o espacio que recorren los nutrientes dentro de las redes tróficas, sin embargo el estado de alteración de los cauces (Capítulo 6) probablemente situarán a la cuenca de Galbarra a medio camino entre sus modelos B y D (Ambos con altas longitudes de retención pero con baja o alta tasa de renovación respectivamente).

Se ha comprobado finalmente que durante gran parte del año, se está produciendo un flujo de DIN del río hacia el acuífero kárstico en el *Tramo de Desembocadura*. Recurriendo a los datos de la CHEBRO, que estableció un conjunto de 24 Unidades Hidrogeológicas para la Red de Nitratos de Aguas Subterráneas (CHEBRO, 2003) para cumplir con la Directiva de Nitratos, se comprueba que en el primer estudio se encontró un gran número de puntos que superaban el límite de la Directiva (11.36 mg/L de N-NO₃⁻) e incluso varios que superaban el doble de lo permitido. Otros estudios recientes realizados en la Península Ibérica han detectado concentraciones en aguas subterráneas superiores a ese límite y asociadas a las actividades agrícolas (Ramos *et al.*, 2002; Sánchez-Pérez *et al.*, 2003). Las unidades establecidas en el Ebro suelen situarse en grandes zonas aluviales y no existe ningún punto de la Red de Nitratos en las cercanías del Galbarra. Aún así se dispone de los datos la estación de Ancín (dentro de la Red de Control de Aguas Subterráneas) situada a 7 km de la desembocadura de Galbarra:

- <http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/Calidad/CalidadDeAguas.html>

Los datos de dicha estación indican que los nitratos (2.3 mg/L de N-NO₃⁻ de media) todavía no son un problema grave en la zona desde el punto de vista de la Directiva. Lo que está claro es que aunque la estación se encuentra cercana a la cuenca del Galbarra (5 km), la situación puede ser diferente y el aporte continuado de DIN al acuífero está

produciendo con seguridad un deterioro progresivo de la calidad del agua del acuífero kárstico.

5.3.3 El fosfato

El fosfato presenta una dinámica específica, muy diferente a la del nitrato y con algunas similitudes con la del amonio. En el Capítulo 4 se explicó que el fosfato disuelto apenas era aportado por la lluvia a la cuenca y que la vía subsuperficial de entrada hacia el río podía ser muy limitada (aunque no se pudieron estimar las proporciones). La escorrentía superficial en las parcelas (121 de mediana) tiene concentraciones muy variables aunque con un rango relativamente bajo (50-160 $\mu\text{g/L}$ de PO_4^{3-}). Es una concentración superior al del agua fluvial (60 $\mu\text{g/L}$ de PO_4^{3-} de mediana) pero similar o ligeramente superior a las de los sitios con influencia urbana aguas arriba y desde luego inferior a la de sitios influidos por vertidos urbanos cercanos. Aunque no se ha valorado el P particulado, si el disuelto corresponde a un 20 a 30% del total (Vanni *et al.*, 2001; Némery *et al.*, 2005; Puustinen *et al.*, 2005), se comprueba que la importancia de la exportación de fósforo en el agua de escorrentía en la cuenca no es tan importante como en el caso del DIN. Por ejemplo, en el Capítulo 4, se estimó una exportación media de P total en el agua de escorrentía de 0.3-1 kg/ha, durante el periodo de instalación de las parcelas. Esto supondría un total de entre 222 y 742 kg de P por las 742 ha de cultivo herbáceo de la cuenca. Tan solo en el tributario T-1 están siendo exportados 170 kg de fosfato disuelto al año debido fundamentalmente al aporte del vertido. Por otro lado, si en el agua de escorrentía directa del cultivo no se han encontrado grandes flujos, la influencia de estos flujos en el agua del río será aún menor debido a la atenuación que ejercerán los ecotonos ribereños y a la dilución por parte del agua que provenga del escurrimiento de áreas de matorral, forestales o de los manantiales.

Existe un gradiente de concentración con diferencias significativas entre los diferentes grupos de tributarios en el periodo Invierno-Primavera: cuencas mixtas con vertidos cercanos (al lugar de muestreo) > cuencas mixtas con vertidos lejanos > cuencas agrícolas > cabecera; y en el periodo Verano-Otoño: cuencas mixtas con vertidos cercanos > cuencas mixtas con vertidos lejanos > agrícolas = cabeceras. Como se ve, los vertidos urbanos tienen una gran importancia en el cómputo total del fósforo tal y como apuntan Ernstberger *et al.* (2004). Este hecho queda apoyado por no haber

encontrado relación entre la exportación por superficie de fosfato y el porcentaje de superficie ocupada por cultivos, al igual que detectaron otros autores (Jordan *et al.*, 1997a; Jordan *et al.*, 1997b).

En cualquier caso, es evidente no se han recogido algunos episodios en los que se pueden producir fuertes pulsos de fósforo. Para conocerlos sería necesario recoger muestras simultáneamente en los tributarios, tras la fertilización de otoño en momentos de fuertes lluvias. Bajo dicho diseño probablemente se podría detectar alguna relación entre la superficie ocupada por cultivos y los flujos por superficie. Es muy probable que si se realizase la recogida de muestras simultáneamente en los tributarios tras la fertilización, en un momento de fuertes lluvias, se hubiese detectado cierta relación entre la superficie de cultivos y los flujos; ej. Wang *et al.* (2004) detectaron tan solo relaciones entre los flujos y las superficies de cultivos en estas ocasiones. Estos grandes pulsos se concentran en unas pocas tormentas al año y serán mayores cuanto más erosión produzcan y cuanto más próximos estén de la fertilización mineral fosforada (Sharpley *et al.*, 2001; Bowes *et al.*, 2003). En estos momentos, aunque las concentraciones pueden no ser excesivamente altas, los flujos de exportación sí pueden serlo (Dorioz *et al.*, 1998) influyendo también otros factores como el régimen previo de humedad-sequedad del suelo (Turner y Haygarth, 2001). En este trabajo, la recogida de datos se hizo sin fuertes lluvias en noviembre y con algunos cultivos fertilizados. Se detectó un ligero aumento general de las concentraciones de fosfato y una ausencia de retención neta en el *Tramo Medio*, pero los flujos fueron bajos. En diciembre, con toda la cuenca fertilizada y tras las fuertes lluvias previas al muestreo, las concentraciones disminuyeron mucho en todos los sitios y los flujos aumentaron debido exclusivamente al importante aumento de caudal.

De forma general, la dinámica del fosfato en la cuenca de Galbarra está dominada la dilución de los vertidos urbanos por el agua del río en los tramos con un vertido cercano (hay que recordar que en los tributarios que tienen el vertido aguas arriba no se ha detectado correlación negativa significativa entre la concentración y el caudal) y a partir de ahí por la capacidad de retención que los tramos inferiores tengan en cada época del año. Los resultados de este trabajo con congruentes con lo observado por House *et al.* (2001) que indican que la importancia relativa de los vertidos en el cómputo total del fósforo será mayor cuanto menor sea el caudal circulante.

En muchos de los casos se produce una disminución del transporte de fosfato en los tramos en los que no existen nuevas entradas importantes de fosfato tras un vertido y estas reducciones son muy variables según la época del año. Se ha comprobado que aunque la retención de amonio era muy importante, al hacer el balance total de DIN el río Galbarra se comportaba como un canal de transporte de N aguas abajo. La longitud de procesamiento y los factores que la controlan son diferentes entre el amonio y el fosfato (Martí y Sabater, 1996). Además de estas diferencias, es muy probable que la cuenca no se encuentre en un estado de saturación por P y la capacidad de retención y procesamiento sea superior a la del DIN.

Uno de los factores principales que definirá la capacidad de retención de un tramo fluvial es la capacidad de los sedimentos bentónicos para retener o ceder fosfato. Froelich (1988) en un trabajo clásico propone el concepto *zero equilibrium phosphate concentration* (EPC₀) que es el punto en el que los sedimentos no adsorben ni ceden fosfato al agua del río. Klotz (1991) indica que la concentración final de fosfato en las aguas fluviales está condicionada por esta relación y que en algunos momentos los sedimentos se comportan como donadores de fosfato, incrementándose así la concentración de fosfato a medida que el agua desciende por el río. Otros factores que también afectan al balance final del fosfato son la asimilación por algas o macrófitos o la removilización del fosfato depositado (May *et al.*, 2001), el caudal (Butturini y Sabater, 1998) y otros relacionados con el estado de la cuenca (Jordan-Meille *et al.*, 1998). Todo este conjunto de interacciones entre lo que alcanza el río por diversas fuentes y los procesos internos que ocurren en este, complican la interpretación de los datos (Jordan-Meille y Dorioz, 2004). En el caso de Galbarra, no se ha encontrado relación entre la superficie porcentual de cultivo y las concentraciones o los flujos por superficie. Sin embargo, en el periodo Invierno-Primavera, la concentración de fosfato ha sido mayor en los tributarios agrícolas que en los de cabecera, por lo que es muy probable que durante algunas tormentas erosivas el P particulado y disuelto se ha desplazado desde los cultivos hasta el río, donde una parte puede haber quedado retenida en los sedimentos del lecho. Con la subida de caudales, se produce una removilización del P que es exportado en forma de fosfato disuelto días después de su deposición o adsorción. Con caudales más bajos en verano y en otoño, sin embargo, las concentraciones no difieren significativamente entre los dos tipos de cuencas.

Lo ocurrido durante la tormenta de octubre de 2003 permite apoyar dicha hipótesis. El fosfato no está entrando por la lluvia como era el caso del amonio y hacía un año que no se fertilizaban los cultivos con fósforo, sin embargo, durante dicho episodio se observó un fuerte aumento de concentración en el último sitio agrícola (G-12). Comportamientos similares han sido observados durante las tormentas de otoño por Kronvag (1990). Durante el verano se produce una retención progresiva del fosfato que es continuamente aportado por los vertidos y las tormentas de otoño producen la movilización instantánea del fosfato retenido. El lavado de los estiércoles acumulados en la cuenca o incluso del fósforo que aún queda retenido en las capas superiores de los cultivos, ayudan a explicar la alta intensidad de ese pulso instantáneo. En los distintos sitios valorados repetidamente durante la tormenta, la respuesta fue distinta: en 2 de los sitios la concentración de fosfato aumentó durante la tormenta mientras que en otros dos disminuyó. En la salida de la cuenca agrícola (G-12), que fue el sitio en el que más muestras se recogieron, se observó que la variabilidad era en cierta medida “caótica” ya que no seguía un bucle de histéresis determinado horario ni antihorario (Bowes *et al.*, 2005) sino que se producían aumentos y disminuciones de concentración independientes del caudal. Esto indicó que los aportes de distintas áreas a veces suponían fuertes aportes de fósforo y otras veces diluían otros aportes por condiciones particulares de tramos y tributarios de la cuenca.

En lo que respecta a la evolución de las concentraciones en el río Galbarra, se comprueba la existencia de un aumento significativo desde la cabecera a la desembocadura en los periodos de verano-otoño en los que los caudales son más bajos y los vertidos tienen una importancia relativa mayor. Con las abundantes lluvias de diciembre esta dinámica longitudinal se rompe. A partir de ese momento la situación cambia, la concentración de fosfato sufre un claro descenso en todos los sitios y campañas. Solo en la 2ª campaña de marzo de 2003 y en la de mayo de 2003 se encontró esta tendencia pero la pendiente de la regresión fue muy inferior a las registradas en 2002 (Figs. 26, 27 y 28).

Es posible que la situación observada se deba a variaciones interanuales generadas en este caso por la fuerte perturbación ocasionada por la gran crecida de febrero. Aunque en diciembre y en enero se ha observado retención efectiva, en febrero durante la crecida se observó un aumento de las concentraciones y flujos en los dos tramos en los que se realizaron los balances. En los siguientes periodos se observa un aumento de la

capacidad de retención del fósforo, especialmente notable en el *Tramo Medio*, y que coincide con la desaparición de los incrementos de concentración de fosfato desde cabecera a desembocadura en el río Galbarra. Un comportamiento similar fue observado por Martí *et al.* (1997) para el nitrato en un río de clima árido. En este caso, la recuperación se explicaba fundamentalmente por una renovación de las comunidades de productores primarios tras la perturbación producida por una crecida. En la cuenca de Galbarra es más probable que se deba a una renovación de los sedimentos y de la capacidad de los mismos para retener el fosfato. Por su parte, Butturini y Sabater (1999) observaron que el fosfato era retenido activamente principalmente en las capas más superficiales de los sedimentos. Con la fuerte crecida de febrero, estos sedimentos que habían ido enriqueciéndose de fosfato durante los meses anteriores, son exportados y nuevos sedimentos son depositados, renovándose así la capacidad de retención del río. Fisher *et al.* (1998) plantean un modelo según el cual, tras una fuerte perturbación (como es una gran crecida) ninguno de los elementos que constituyen el área fluvial resiste y todos pierden la capacidad de procesamiento de los nutrientes, aumentando considerablemente la longitud de retención. Tras la crecida comienza la recuperación paulatina y es el propio río el que tiene una mayor resiliencia y se recupera más rápidamente. En Galbarra se observa que no sólo se ha dado una recuperación sino una renovación y aumento de la capacidad de retención del fosfato.

Como en el ciclo del fósforo no existe ningún proceso, como la desnitrificación en el del N, que permita una retirada efectiva del P del sistema, la retención en el río es fundamentalmente temporal. Los enormes flujos registrados en los periodos invernales, sobre todo en la gran crecida, concuerdan con las observaciones de Meyer y Likens (1979) según las cuales en un balance total de P en un río, no se produce una retención definitiva efectiva, sino que existen largas épocas en las que existe retención de un fósforo que acabará siendo finalmente exportado.

5.4 Conclusiones

- La relación entre el **caudal** medido en un sitio en un momento dado y el volumen de precipitación acumulado en su cuenca de drenaje comienza a ser significativa a las 24 h, manteniéndose hasta los 12 días, con un fuerte aumento a los 35 que es estable por lo menos hasta los 90 días. Esto indica la existencia

de una respuesta del caudal al drenaje del territorio a medio y corto plazo y otra a largo plazo gobernada por la reserva del acuífero.

- El progresivo aumento de caudal de cabecera a desembocadura habitual en el río Galbarra se rompe en más del 50% de las ocasiones entre G-12 y G-14, debido a la cesión de agua al acuífero por las fracturas existentes a mitad del tramo.
- Se da una importante retención del DIN depositado por la lluvia en las **cuencas de cabecera** que no se encuentran en un estado de avanzada saturación, aunque no se puede descartar la existencia de otras alteraciones del sistema causadas por la deposición, que correspondan a las fases iniciales de un proceso de saturación.
- Lo explicado para las cuencas de cabecera es completamente diferente en el resto de la cuenca donde la dinámica de los nutrientes en las aguas fluviales muestra una fuerte dependencia de los usos del territorio y la época del año.
- La fuerte correlación entre concentración de **nitrato** y caudal en los tributarios agrícolas se pierde en las cuencas con aportes permanentes de nutrientes por vertidos urbanos, en las cuales la dinámica temporal se ve alterada.
- Las concentraciones y flujos de nitrato en aguas bajas, que se dan en los periodos previos a la fertilización invernal, han sido por lo general débiles pese a la existencia de precipitaciones.
- Tras las lluvias y las fertilizaciones de diciembre se produjo el mayor cambio en la dinámica del nitrato detectado en la zona.
- El gran volumen de agua desplazado durante la crecida de febrero de 2003 supuso el desplazamiento más significativo de todos los nutrientes detectado en este trabajo.
- La fuerte fertilización de marzo no produjo un cambio sensible en la dinámica de ninguno de los nutrientes en el río, disminuyendo los flujos y concentraciones de nitrato hacia el estiaje.
- La dinámica del nitrato en las aguas fluviales de la cuenca del Galbarra se encuentra profundamente influida por la agricultura, de este modo, la concentración de nitratos en un sitio está directamente relacionada con la superficie de cultivos en su área de drenaje en todas las campañas y el flujo por superficie en las campañas tras fertilizaciones y lluvias. Es en estos periodos en

los que se registran los mayores flujos de nitrato en la cuenca y así, la principal aportación de DIN al río es la exportación de nitratos que se produce desde los cultivos.

- Las relaciones entre concentración y superficie de cultivos son en general más potentes que las encontradas en otros estudios similares, lo que podría ser consecuencia del pequeño tamaño de la cuenca, de su gran homogeneidad geológica y de usos agrícolas, y de la ausencia de contrastes climáticos internos a la cuenca.
- Existe un importante **control biológico** ejercido por el propio cultivo y por el ecotono ripario, durante la primavera, que hace que la fertilización de primavera sea menos detectada en el río que la invernal.
- Existe una **asincronía** o desajuste entre el momento en el que los ecosistemas de la cuenca pueden ejercer un mayor control sobre los nutrientes y el momento en el que por las condiciones climáticas se producen los mayores flujos de nitrato por lixiviación, con lo que la cuenca se convierte en una exportadora del N de los fertilizantes aportados en invierno. Este problema será aún mayor en años con mayores precipitaciones invernales. Esta situación se reproducirá la mayoría de los años mientras persista la fertilización invernal, dado que diciembre es de los meses más húmedos en la cuenca del Galbarra.
- Una vez activados los fuertes **flujos subsuperficiales** de nitrato tras la fertilización y las lluvias de diciembre, la concentración de nitrato no se ve afectada por el caudal. El desplazamiento subsuperficial de los nitratos lixiviados de los cultivos hasta el río está controlado por el volumen del drenaje, la cantidad de nitrato disponible en cada momento para ser lavado y por el control ejercido por la biota en las distintas unidades del paisaje. Así las variaciones de caudal, afectarán al flujo de nitrato en el río en cada momento, pero no a su concentración en el agua.
- Los datos de las parcelas de escorrentía indican la existencia de algún **pulso puntual** de nitrato desde el cultivo hasta el río en los periodos en los que se produce una lluvia tras la fertilización de los cultivos.
- Se produce una dinámica decreciente de las concentraciones de nitrato en el río desde diciembre que apunta a la existencia de un lavado y agotamiento

paulatinos del N del suelo. Se recomienda profundizar en esta línea con vistas a comprender mejor la importancia de los procesos implicados.

- Ni el amonio ni el fosfato presentan ningún tipo de relación con los usos agrícolas de la zona.
- El **amonio** tiene una importancia cuantitativa mucho menor que el nitrato y su dinámica en las aguas fluviales depende de la dilución de los vertidos urbanos por el agua del río.
- La lluvia contiene mucho más amonio que las aguas fluviales, lo que indica su retención en el territorio que puede llegar a saturarse, como ocurre en momentos de fuertes lluvias, lo que deriva en un incremento puntual de la concentración de amonio en el río. Estas situaciones particulares suponen un aporte extra de amonio al río en lugar de la dilución de los vertidos urbanos.
- El río Galbarra conserva una alta **capacidad de retención** y procesamiento del amonio; en la mayoría de los casos los incrementos de nitrato provienen de la agricultura más que de la nitrificación del amonio.
- Conforme aumenta el aporte de amonio o lo hace el caudal, disminuye la capacidad del río de procesarlo, lo que podría estar relacionado en el primer caso con una saturación y en el segundo con la superficie de interacción entre agua y bentos.
- En el río Galbarra predominan los procesos de transporte y enriquecimiento paulatino del DIN frente a los de su procesamiento. El tramo de desembocadura del río Galbarra, libre de agricultura y sin significativos nuevos aportes de DIN, no es capaz de retener el nitrato que le llega desde la zona agrícola, con lo que éste se escapa hacia el Ega o el acuífero. La cuenca de Galbarra no es capaz de procesar los nutrientes que recibe, lo que coincide con lo observado en otras cuencas sometidas a fuentes crónicas localizadas o difusas que han perdido su capacidad de retener o asimilar nutrientes o de desnitrificar.
- El **fosfato** circulante por la cuenca y su dinámica vienen fundamentalmente determinados por los vertidos urbanos y su dilución y por la capacidad de retención en el río.

- Las mayores concentraciones de fosfato se dan en las aguas fluviales próximas a vertidos urbanos, con niveles muy superiores a los presentes en la escorrentía superficial de los cultivos, que son a su vez similares o ligeramente superiores a las fluviales tras vertidos urbanos alejados; siendo las menores las de los tramos agrícolas y especialmente las de las cabeceras durante el periodo Invierno-Primavera.
- En los ríos de la cuenca del Galbarra se está produciendo una retención de fosfato que es efectiva, pero con una dinámica variable en el tiempo.
- De forma general, existen dos dinámicas del fosfato en la cuenca durante el periodo de estudio, claramente diferenciadas, una anterior y otra posterior a las fuertes lluvias y a la riada de invierno. Antes de diciembre, con los caudales bajos la retención es baja, las concentraciones en las aguas altas y existe una tendencia significativa al aumento de la concentración de cabecera a desembocadura. Tras la riada se produce un aumento de la capacidad de retención, una disminución general de las concentraciones y una desaparición o drástica disminución de la tendencia creciente de concentración cabecera-desembocadura. Todos estos datos indican una recuperación de la capacidad de procesado probablemente debida a una renovación de los sedimentos.
- La mayor concentración de fosfato en los tributarios agrícolas que en cabeceras solo en el periodo Invierno-Primavera y la fuerte exportación de octubre de 2003 indican una posible exportación tiempo después del aporte por removilización del P agrícola y urbano retenido en los sedimentos fluviales.
- Aunque se esté produciendo una retención importante de fosfato en los cauces, las grandes exportaciones producidas en momentos de fuertes caudales parecen indicar que la retención es solamente temporal.
- Para una mejor comprensión de la dinámica del P en la cuenca del Galbarra o similares, en futuros trabajos se recomienda trabajar también con el fósforo particulado.

Resumen de las conclusiones:

Se produce una importante retención del DIN de la deposición atmosférica en las cuencas de cabecera que no se encuentran en un estado de avanzada saturación. En el resto de la cuenca las concentraciones y los flujos de nitrato (y por tanto de DIN) están controlados por el transporte subsuperficial de lixiviados desde los cultivos, con un periodo crítico de exportación en invierno donde se produce un mayor volumen de drenaje y un menor control por parte de los cultivos y del resto de los ecosistemas. Las dinámicas de amonio y fosfato se encuentran principalmente controladas por el aporte de los vertidos urbanos, por la dilución de los mismos por el agua del río y la capacidad de retención y procesado en los cauces. Aunque la capacidad de procesado del amonio es alta, en los tramos predomina el enriquecimiento del DIN frente al procesado.

Capítulo 6

Valoración de la integridad ecológica de la red de drenaje y propuestas de gestión

En la primera parte de esta Tesis se ha detectado la existencia de un enriquecimiento progresivo de nutrientes (principalmente de nitrato y en algunas ocasiones de fosfato), desde la cabecera a la desembocadura del río Galbarra, variable a lo largo del año y relacionado con la actividad humana en la cuenca. Es muy importante que las administraciones presten un interés especial en solucionar o remediar este tipo de problemas. Los ecotonos riparios y los propios cauces de los ríos de bajo orden tienen una gran capacidad de minimizar este impacto, siempre que sus funciones ecológicas no se encuentren alteradas. Este capítulo de la tesis se divide en dos partes, una primera experimental en la que se realiza un estudio de los cambios estructurales a los que ha sido sometida la red de drenaje y del estado actual de la red, las riberas y los cauces, como paso previo necesario para propuestas de gestión, rehabilitación o restauración. En la segunda parte se discuten posibles medidas de remediación teniendo en cuenta el contexto social y legal actual.

6.1 Introducción y objetivos

En los últimos años ha surgido un interés creciente por el importante papel que pueden ejercer las redes de drenaje de cabecera en el control de la exportación de los nutrientes aguas abajo. En la retención de nutrientes se encuentran implicados procesos que tienen lugar en distintos compartimentos ecosistémicos, desde los ecotonos ribereños hasta el propio cauce y la zona hiporreica.

Lowrance *et al.* (1983) y Peterjohn y Correl (1984) publicaron dos trabajos en los que destacaban la importancia de los bosques de ribera como filtros de nutrientes y sedimentos entre la tierra y el río, atribuyéndoles un papel mitigador de la contaminación agraria difusa. A partir de entonces han sido publicados un gran número de trabajos sobre diversos aspectos relacionados con los procesos y mecanismos implicados. Los nutrientes retenidos pueden ser incorporados a la vegetación riparia y en el caso del nitrógeno, también devueltos a la atmósfera mediante la desnitrificación

(Fennessy y Cronk, 1997). Las tasas de retención del fósforo y del nitrógeno, que pueden llegar al 80% y 89 % respectivamente, son muy variables en función de factores como la hidrología, el tipo de vegetación o el suelo. Estos estudios fueron realizados tanto en tramos de cabecera (Dodds y Oakes, 2006) como en llanuras aluviales (Takaterk *et al.*, 1999). Las formaciones riparias arbóreas no son los únicos filtros efectivos, sino que también lo son las praderas ribereñas, siendo más efectivas las más anchas (Lee y Mickelson, 1999). Las riberas herbáceas pueden retener los sólidos en suspensión y producir mayor estabilidad de las márgenes que las forestales (Lyons *et al.*, 2000), aunque las riberas arbóreas consiguen un mayor tiempo de retención del agua que las atraviesa y son más eficaces en la desnitrificación (Hefting y Klein, 1998). Sabater *et al.* (2000) concluyeron que la presencia de vegetación forestal riparia podía afectar de manera directa e indirecta a la dinámica de los nutrientes en el propio río. Encontraron un incremento en la concentración de nitrato en ríos sin vegetación de ribera y una disminución sin embargo de las longitudes de retención del fósforo y del amonio en los tramos sin forestar, ya que al no haber sombra se produce un aumento de la demanda de nutrientes debido a la proliferación de algas.

En Europa se desarrolló el importante proyecto NICOLAS - *Nitrogen Control by Landscape Structures in Agricultural Environments* (Pinay y Burt, 2001) con la participación de 10 países. El objetivo principal fue evaluar la capacidad natural de los ecotonos riparios como filtros de los nutrientes provenientes de los cultivos, así como desarrollar un modelo para gestionar dichos ecosistemas. España participó en este proyecto bajo la dirección del Dr. Sergi Sabater (Universitat de Barcelona). Ese proyecto generó varios artículos que desarrollan los resultados obtenidos. Entre ellos el de Sabater *et al.* (2003) destaca la existencia de una retención de nitrato (del 5% al 30%) independiente de la composición herbácea o boscosa de la vegetación y del amplio gradiente climático considerado en el proyecto. Comprobaron que la tasa de retención de nitrato disminuye exponencialmente a medida que aumenta la entrada de nitrato en la ribera. En las riberas mediterráneas con fuertes contrastes hidráulicos esta eficiencia puede reducirse drásticamente (Butturini *et al.*, 2003).

Pinay *et al.* (1998) sugirieron que los esfuerzos para la restauración de las riberas con la finalidad de reducir la exportación de nutrientes deberán centrarse en los tramos altos, ya que opinan que los estudios sobre de la capacidad de retención de N en las llanuras aluviales pueden estar sobreestimados. Los tramos altos presentan una gran eficiencia

en la retención de nutrientes, no sólo en los tramos permanentes sino también en los intermitentes (Dodds y Oakes, 2006).

Triska *et al.* (1989a y 1989b), aplicaron iones conservativos para estudiar la retención de nutrientes en el hiporreos y en el propio canal de agua, y en el Stream Solute Workshop (1990) se formalizaron técnicas y protocolos. Desde entonces han sido publicados un gran número de trabajos sobre la capacidad de los ríos de bajo orden para retener nutrientes en sus distintas especies químicas, como el de Martí y Sabater (1996), en el que se demuestra que los ecosistemas fluviales presentan una capacidad variable para retener nutrientes en función de la molécula retenida y de factores del medio.

El proyecto *Lotic Intersite Nitrogen Experiment* (LINX), desarrollado en Estados Unidos, se centró en la evaluación de la capacidad de retención de distintos biomas. Partiendo de los resultados de este experimento, Peterson *et al.* (2001) recomendaron restaurar los tramos fluviales y arroyos de cabecera (anchura < 10 m), argumentando que la retención de nitrógeno se maximiza debido a la mayor superficie de interacción entre el agua y el lecho del río. Esos resultados coinciden con los de Alexander *et al.* (2000) que apreciaron que la tasa de pérdida de nitrógeno (*rate of nitrogen loss*) era máxima en los ríos de primer orden y que disminuía según se avanzaba hasta el río Mississippi. Pese a todo, Royer *et al.* (2004) detectaron que en los ríos de las cuencas excesivamente impactadas y alteradas por la agricultura intensiva disminuye la capacidad desnitrificadora que ayuda a reducir la exportación de N aguas abajo.

Sweeney *et al.* (2004) reafirmaron la necesidad de actuar en los tramos de cabecera pero sin perder una perspectiva conjunta. Por ejemplo, la sustitución de un bosque de ribera por vegetación herbácea, tendrá una influencia sobre los ríos y arroyos pues se estrecharán los cauces y disminuirá el hábitat bentónico y la superficie de interacción bentos-agua perdiendo capacidad de retención de nitrógeno. Esto se producirá incluso a pesar del aumento de la producción primaria derivado de la desaparición de la sombra producida por los árboles.

Cualquier intento de minimización del problema deberá contemplar las potencialidades de todos los compartimentos ecosistémicos implicados. Se trata de recuperar la integridad ecológica de los paisajes ligados al agua, los *riverscapes* de Allan (2004b) pues tal y como dice Karr (1999) un río sano es un río vivo (*a healthy river is a living river*), pudiéndose aplicar una analogía con la salud humana (Norris y Thoms 1999).

Así, un río sano será el que presente todas sus funciones de manera normal y adecuada y sea capaz de recuperarse del estrés con un mínimo de cuidados externos. La existencia de un hábitat adecuado que es el resultado de interacciones entre la hidrología y la geomorfología y es el sustento físico de la biocenosis de ecosistema (Fig. 1) es la base de la buena salud del río (Maddock, 1999).

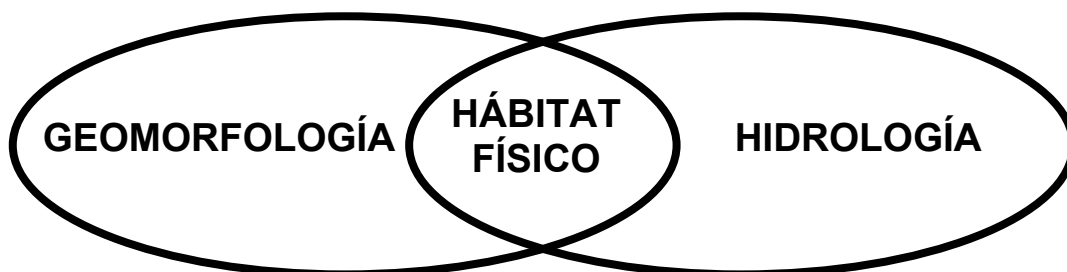


Figura 1. El hábitat físico está determinado por la interacción entre la geomorfología y la hidrología (Maddock, 1999).

Los ríos europeos han sido rectificadas y canalizadas perdiendo su libre discurrir por el territorio (Gurnell, 1997). Algunas de las consecuencias de estos cambios son la disminución de la diversidad de sustratos y hábitats, con la consecuente pérdida de integridad biológica (Rhoads *et al.*, 2003) y también una menor capacidad de retención de nitrógeno (Sweeney *et al.*, 2004) y fósforo (Doyle *et al.*, 2003).

Por tanto, es preciso conocer los cambios producidos en la geomorfología y la red hidrológica como un paso previo fundamental para una correcta gestión de una cuenca hidrográfica (Sear y Newson, 2003). Además de proceder a valorar la situación actual de la red se considera oportuno por tanto saber cómo se encontraba en el pasado, indagar acerca de las posibles causas de estos cambios y así establecer los cimientos para su restauración o rehabilitación. Igualmente opinan Vizcaíno *et al.* (2003) y Jaquette *et al.* (2005), refiriéndose a la restauración en términos generales, así como Bernot y Dodds (2005), que proponen situar la cuenca en su contexto histórico antes de elaborar una propuesta de rehabilitación ecosistémica.

El siguiente paso sería evaluar la situación actual de la red de drenaje. Un gran número de trabajos de evaluación (*assessment*) se centran en el hábitat (Newbury y Gaboury, 1993) y la geomorfología (Newson 2002; Raven *et al.*, 2002), algunos en la calidad biológica (Barbour, 1997) o del agua (Lekka *et al.*, 2004), otros en procesos de retención de nutrientes (Udy *et al.*, 2006). En definitiva se trata de emplear buenos indicadores de la integridad ecológica o salud del ecosistema (Barbour *et al.*, 1992;

Lazaridou-Dimitriadou *et al.*, 2004; Radwell y Kwak, 2005; Wilhelm *et al.*, 2005; Marchant *et al.*, 2006).

Para realizar evaluaciones sencillas y rápidas han sido propuestos un gran número de índices semicuantitativos que se basan en la asignación valores o puntuaciones a distintos atributos o parámetros medidos en tramos de muestreo, obteniéndose un valor total para cada tramo. Algunos emplean los macroinvertebrados, los peces, o la vegetación acuática, otros el hábitat ripario, fluvial o la estructura física (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988; Petersen, 1992; Munné *et al.*, 2003; Pardo *et al.*, 2002; González del Tánago *et al.*, 2006; Lyons, 2006; Moreno *et al.*, 2006b). Barbour *et al.* (1999) publicaron un conjunto de protocolos de evaluación rápida con perifiton, macroinvertebrados bentónicos y peces para ríos vadeables, que han sido empleados frecuentemente y que incluyen el índice de valoración del hábitat que ha sido aplicado en esta tesis. Aún siendo conscientes de la utilidad de una evaluación biótica de las condiciones biocenóticas del propio río, su aplicación en este trabajo hubiese supuesto un incremento de tiempo y recursos desproporcionado para esta tesis y se consideró que los parámetros seleccionados ya aportaban una información suficiente.

Objetivos del Capítulo:

- Comparar la red de drenaje actual con la situación del año 1967 (periodo previo a la concentración parcelaria);
- Evaluar la integridad ecológica de los ríos de la cuenca del Galbarra;
- Discutir propuestas de gestión en el actual contexto político y social.

6.2 Material y métodos

6.2.1. Modificación de la red de drenaje en la 2ª mitad del siglo XX

Se realizó una comparación la red de drenaje de toda la cuenca del Galbarra mediante las fotografías aéreas de los vuelos de 1967 (periodo anterior a la concentración parcelaria) y las ortofotos de 1998 (Escala 1:17500 y 1:20000 respectivamente). Mediante el programa ArcView GIS 3.2a, se identificaron y midieron los tramos

eliminados, entubados o añadidos entre las dos instantáneas. Finalmente, se comparó la sinuosidad entre los dos periodos en 16 tramos de la red seleccionados al azar.

6.2.2. Caracterización y evaluación de los cursos de agua

En la primera quincena de julio de 2003 se realizó una caracterización y una evaluación de la red de drenaje en campo de 27 tramos fluviales (100 m de longitud) y en sus riberas asociadas (Fig. 2). De ellos, 17 corresponden a los sitios habituales de muestreo de aguas superficiales; para recoger toda la variabilidad posible de jerarquías y afecciones existentes en la cuenca, se completó la evaluación con otros 10 tramos más.

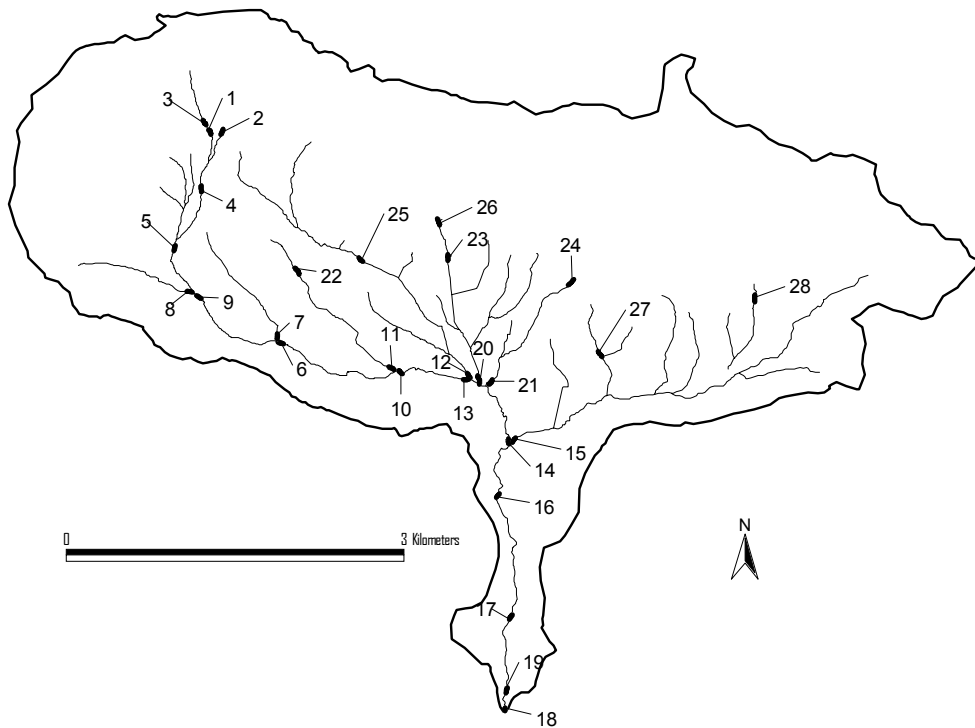


Figura 2. Situación de los 28 tramos en los que se realizó la caracterización y evaluación de la red de drenaje actual.

En cada uno de los tramos se procedió a realizar:

- una caracterización de la sección transversal del canal y sus riberas;
- una caracterización de la vegetación riparia asociada;
- la aplicación del índice de calidad de hábitat (ICH).

Caracterización de la sección transversal del canal y sus riberas

En la Figura 3 se muestra un esquema en el que se indican los diferentes sectores considerados en cada sección transversal y a los que se refieren las diferentes mediciones efectuadas. Mediante cintas métricas de 20, 50 y 100 m, reglas de 1 m, bastones graduados y un clisímetro, se procedió a caracterizar la sección recogiendo datos de distancias lineales y ángulos. Con los datos de campo y aplicando razones trigonométricas se obtuvieron unas series de coordenadas de puntos de intersección o corte entre las diferentes secciones (Tabla 1), que fueron representadas en un plano cartesiano (Fig. 4). Se calcularon las anchuras, alturas y profundidades, tomando como referencia la lámina de agua (Altura 0), obteniéndose finalmente la matriz de datos de las variables morfométricas descriptivas de la sección transversal del tramo y sus riberas (Tabla 2). Para cada lugar se registraron sus coordenadas UTM, la altitud, la jerarquía fluvial y la pendiente longitudinal y la sinuosidad del tramo.

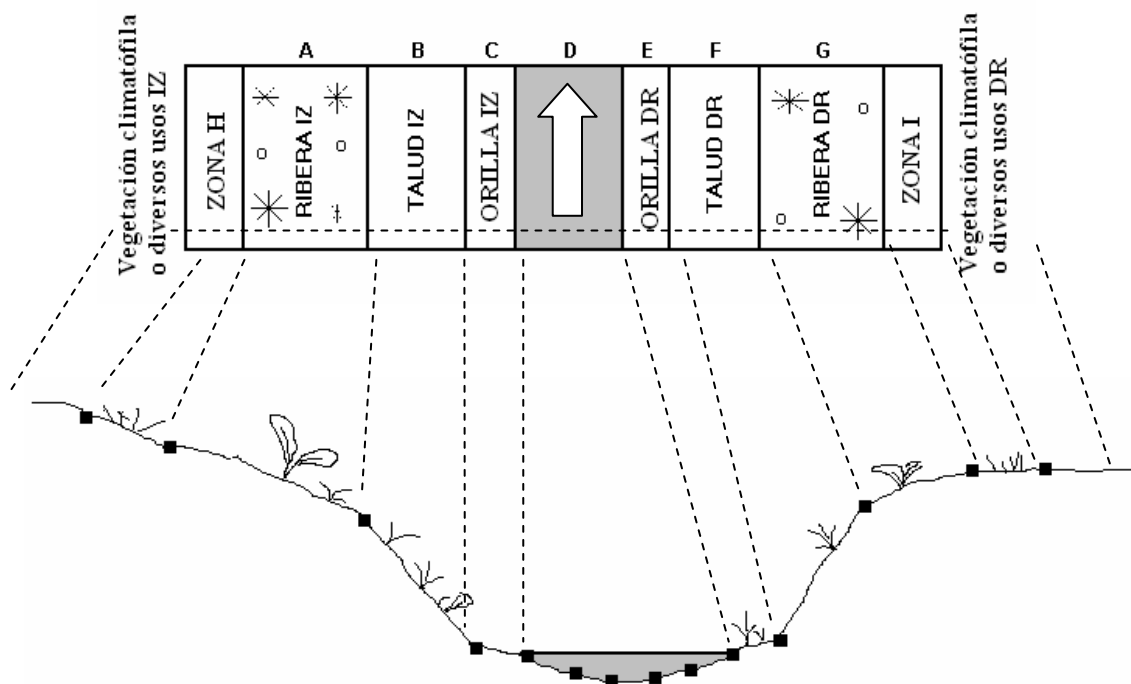


Figura 3. Esquema de los distintos sectores considerados en la caracterización de la sección transversal del canal y sus riberas.

Tabla 1. Ejemplo de las tablas de datos generadas a partir de los datos de campo con las coordenadas de los puntos en la intersección de cada sector según la Figura 3.

Intersección de sectores		
x	z	
-148.5	372.1	Uso IZ
-98.5	372.1	Uso IZ-H
0	354.7	H-A
358.6	323.4	A-B
463.7	0.0	B-C
517.7	0	C-D
517.7	-5	p1
550.2	-4	p2
582.7	-4	p3
615.2	-8	p4
647.7	-4	p5
647.7	0	D-E
657.7	0.3	E-F
709.4	224.5	F-G
829.4	224.5	G-I
878.5	234.0	I-Usos DR
928.1	240.1	Uso DR

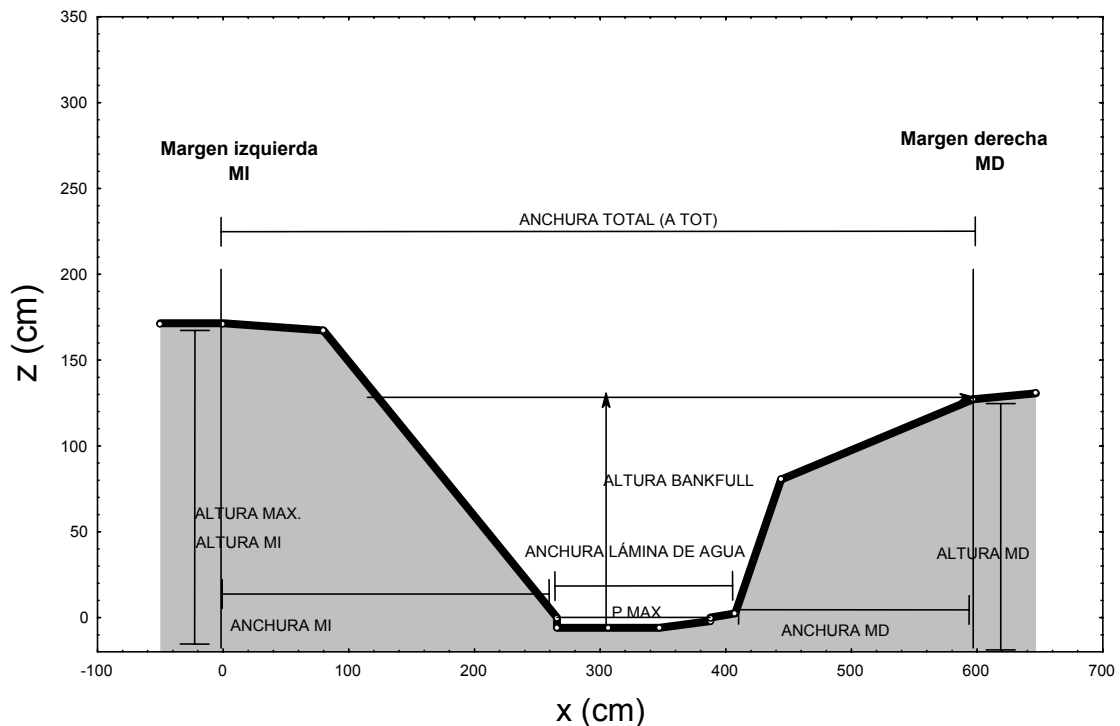


Figura 4. Representación de una sección transversal con las variables morfológicas consideradas.

Tabla 2. Relación de las variables morfométricas descriptivas de la sección transversal de cada tramo.

Variable	Unidades	Notas
Anchura los sectores	cm	Medida en el campo para lámina de agua, orillas, talud, riberas y zona H e I (Margen izq. y drch.)
Inclinación del terreno	Grados sexagesim.	Medida en el campo para lámina de agua, orillas, talud, riberas, zona H e I y usos adyacentes
Profundidades de la lámina de agua	cm	Transecto de profundidades
Longitud de proyección de cada sector	cm	Coseno del ángulo por distancia medida
Altura de cada sector	cm	Senos del ángulo por distancia medida
Profundidad máxima de la lámina de agua	cm	
Anchura de margen izq. y der.	cm	Cada una es la suma de las proyecciones de los sectores de ese lado
Anchura Total de zonas ribereñas	cm	La suma de ambos lados
Anchura de Aguas Bajas	cm	Orillas + Lámina de agua
Anchura total de la sección	cm	La suma de la proyección de todas las distancias
Asimetría de anchuras	—	Proporción siempre mayor que uno
Altura margen izq. y der.	cm	Suma de las alturas de los sectores de un lado
Altura máxima y media	cm	
Altura del <i>Bankfull</i>	cm	Altura hasta el punto de desagüe (Altura mínima)
Asimetría de alturas	—	
Anchura Total / Anchura Aguas bajas	—	
Anchura Total / Altura máxima	—	
Altura del <i>Bankfull</i> / Anchura Total	—	
Altura media / Anchura aguas bajas	—	
Relación Altura <i>Bankfull</i> / Anchura Aguas Bajas	—	

Nota: “—” indica unidad adimensional

Caracterización y evaluación de la vegetación de ribera

En cada uno de los tramos seleccionados se realizó un muestreo de la vegetación de toda la franja riparia, de las orillas y del propio canal del río. Se estimó la cobertura de la vegetación agrupada por categorías: árboles, total de arbustos, arbustos de orla espinosa, otros arbustos, hierbas altas, hierbas bajas (tipo cespitoso), otros (algunas especies que aparecen en contadas ocasiones como equisetos, carrizos o helechos) y suelo desnudo (Tabla 3).

En la orilla y canales se valoró la cobertura de macrófitos, de las algas filamentosas y del perifiton. Las coberturas se valoraron por estimación visual haciendo recorrido por los diferentes sectores del tramo (ribera, talud, orilla y canal de agua para MI y MD). La cobertura de las distintas categorías puede superponerse, ya que ejemplares de distintas categorías aparecen en distintos estratos, por lo que el porcentaje total resultado de la

suma de todas ellas puede ser mayor que 100 puntos en muchos casos. Conociendo la anchura de cada sector se obtuvo la cobertura absoluta expresada en m².

Tabla 3. Variables empleadas en la caracterización de la vegetación de cada tramo. Cada cobertura absoluta o relativa (m² y %, respectivamente) se ha valorado por separado para cada uno de los sectores en ambas márgenes (MI y MD).

	Categorías de vegetación	Notas
Riberas y taludes	Árboles	.
	Total arbustos	
	Orla espinosa	
	Arbustos no espinosos	
	Hierbas altas	
	Hierbas bajas	Tipo cespitoso
	Otros	Equisetos, carrizos y helechos
	Suelo desnudo	
Orillas y canal	Macrófitos	
	Filamentosas	
	Perifiton	
	Desnudo	

Nota: en algunos casos existe también una zona H e I tras el sector de ribera (Ver Figura 3).

Índice de Calidad de Hábitat (ICH)

Se realizó una valoración del hábitat ripario y fluvial aplicando los protocolos de evaluación rápida de Barbour *et al.* (1999). Se emplearon los estadillos originales incluidos en el manual y se realizó la valoración siguiendo los procedimientos indicados en el mismo. Se valoraron los 10 parámetros relativos al hábitat considerados por el protocolo (Tabla 4).

El protocolo empleado se centra en las condiciones riparias y fluviales que puedan influir sobre la estructura y función de la comunidad acuática del río. Cada uno de los 10 parámetros puede valorarse de 0 a 20 puntos, que además corresponden a 4 categorías de calidad (20-16: óptima; 15-11: sub-óptima; 10-6: pobre; 5-0: mala).

Estos parámetros consideran distintos aspectos del hábitat como son: la disponibilidad de sustrato para ser colonizado por la fauna, la diversidad de regímenes de velocidad, obliteración del lecho por sedimentos, alteración del canal, frecuencia de rápidos, estabilidad y protección de las márgenes o anchura de las riberas. Sumando la puntuación de todos los parámetros valorados se obtiene una puntuación final de 0 a 200 puntos que sitúa el tramo en una de las cuatro categorías anteriormente citadas.

Tabla 4. Parámetros del Índice de Calidad de Hábitat

Parámetros	Unidades
1. Epifaunal substrate (Substrato disponible para la epifauna)	0-20
2. Embeddedness (Obliteración del lecho por finos)	0-20
3. Velocity/Depth regime (Régimen velocidad/profundidad)	0-20
4. Sediment depositions (Depósitos de sedimentos)	0-20
5. Channel flow status (Estatus del caudal en el canal)	0-20
6. Channel alteration (Alteración del canal)	0-20
7. Frequency of riffles (Frecuencia de rápidos)	0-20
8 Bank stability LB (Estabilidad de la MI)	0-10
8. Bank stability RB (Estabilidad de la MD)	0-10
9. Vegetative protection LB (Protección de la vegetación, MI)	0-10
9. Vegetative protection RB (Protección de la vegetación, MD)	0-10
10. Riparian width LB (Anchura de la franja riparia, MI)	0-10
10. Riparian width RB (Anchura de la franja riparia, MD)	0-10
Puntuación total	0-200

6.3 Resultados

6.3.1. Cambios históricos en la red de drenaje

El cambio más evidente que se percibe al comparar las situaciones de 1967 con las de 1998 es la pérdida de un paisaje mosaicista constituido por pequeñas teselas de los terrenos para ser sustituido por manchas más grandes que parten de la fusión generada en la concentración parcelaria. Este fenómeno se aprecia claramente en la Figura 5, en la que se representan las 28 ha que han sido tomadas como modelo del territorio central del valle en 1967 y en 1998. En 1967 se contaron 69 parcelas (con un promedio de 0.4 ha/ parcela), mientras que en 1998 había sólo 14 parcelas (2 ha/parcela).

Al observar los cambios ocurridos en la red de drenaje entre los dos periodos, se detecta la existencia de una serie de modificaciones de distinta consideración, que fundamentalmente consisten en la desaparición neta de tramos fluviales y una disminución de la red de drenaje (Tabla 5).



Figura 5. Fotografías aéreas obtenidas en 1967 y 1998, de las 28 ha centrales seleccionadas de la cuenca del Galbarra. Los perímetros de las parcelas agrícolas han sido remarcados con trazo grueso para resaltar las diferencias de tamaño.

Tabla 5. Cambios producidos en la red de drenaje de la cuenca del Galbarra entre 1967 y 1998.

	Tramos (nº)	Longitud total (m)
Perdidos	27	7248
Enterrados	2	362
Añadidos	9	2310

Se ha contabilizado la desaparición completa de 27 tramos que suponen una pérdida de 7248 m fluviales. Dos tramos de río han sido enterrados y entubados para facilitar el

paso y 4 han sido añadidos para conectar tramos que quedaron separados al modificar la red de drenaje (Fig. 6).

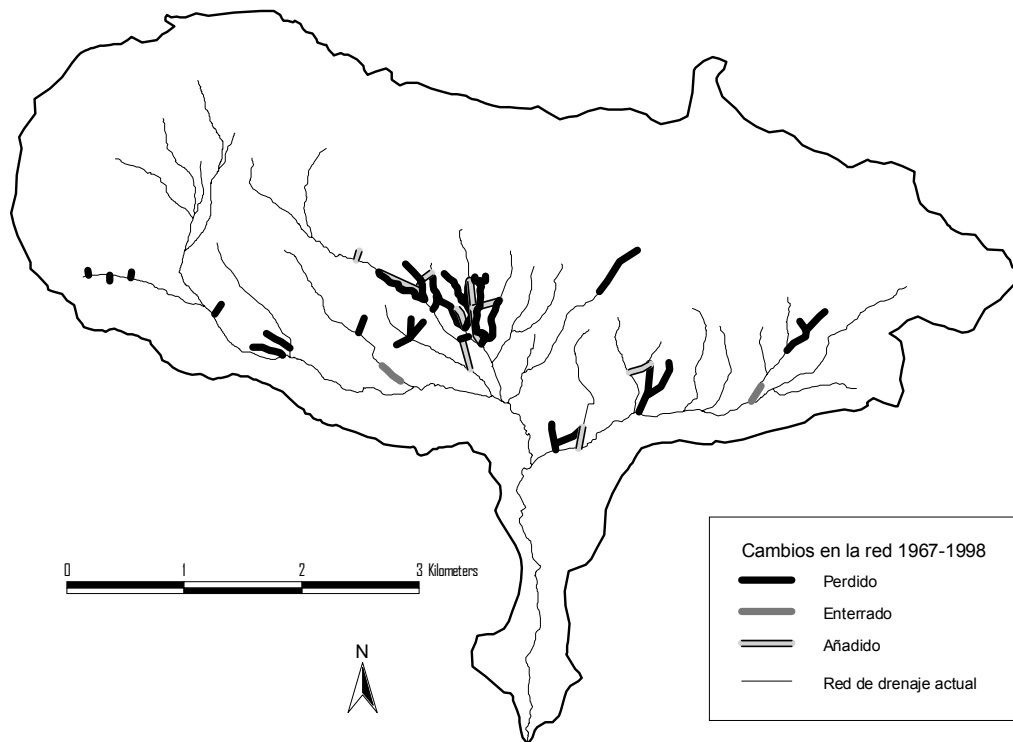


Figura 6. Principales cambios en la red de drenaje (desaparición, enterramiento, tramo nuevo) ocurridos entre 1967 y 1998.

Por otro lado, en los 16 tramos seleccionados para contrastar la sinuosidad se observa una pérdida de 0.044 de mediana y 0.065 de media (Tabla 6). En la Figura 7 se observa un ejemplo de las fuertes rectificaciones de un arroyo de la zona central de la cuenca.

Tabla 6. Variación de la sinuosidad entre 1967 y 1998 en los 16 tramos seleccionados.

n=16	Sinuosidad		
	1967	1998	cambio
media	1.139	1.074	-0.065
mediana	1.117	1.073	-0.044
min.	1.030	1.011	-0.019
max.	1.547	1.156	-0.392
DE	0.127	0.050	-0.077

Si la red de drenaje actual con una longitud de 37364 m, no hubiese sufrido esa disminución de sinuosidad tendría de media 65 m más por cada 1000 m actuales, lo que suponen 2428 m más. Al añadirle los 7248 m perdidos, se obtiene una longitud de la red drenaje de 47040 m en 1967. De este modo se estima una pérdida de red de drenaje del

20% en los últimos 30 años de los cuales el 75% corresponden a la desaparición directa de tramos y el 25% a la pérdida de sinuosidad.

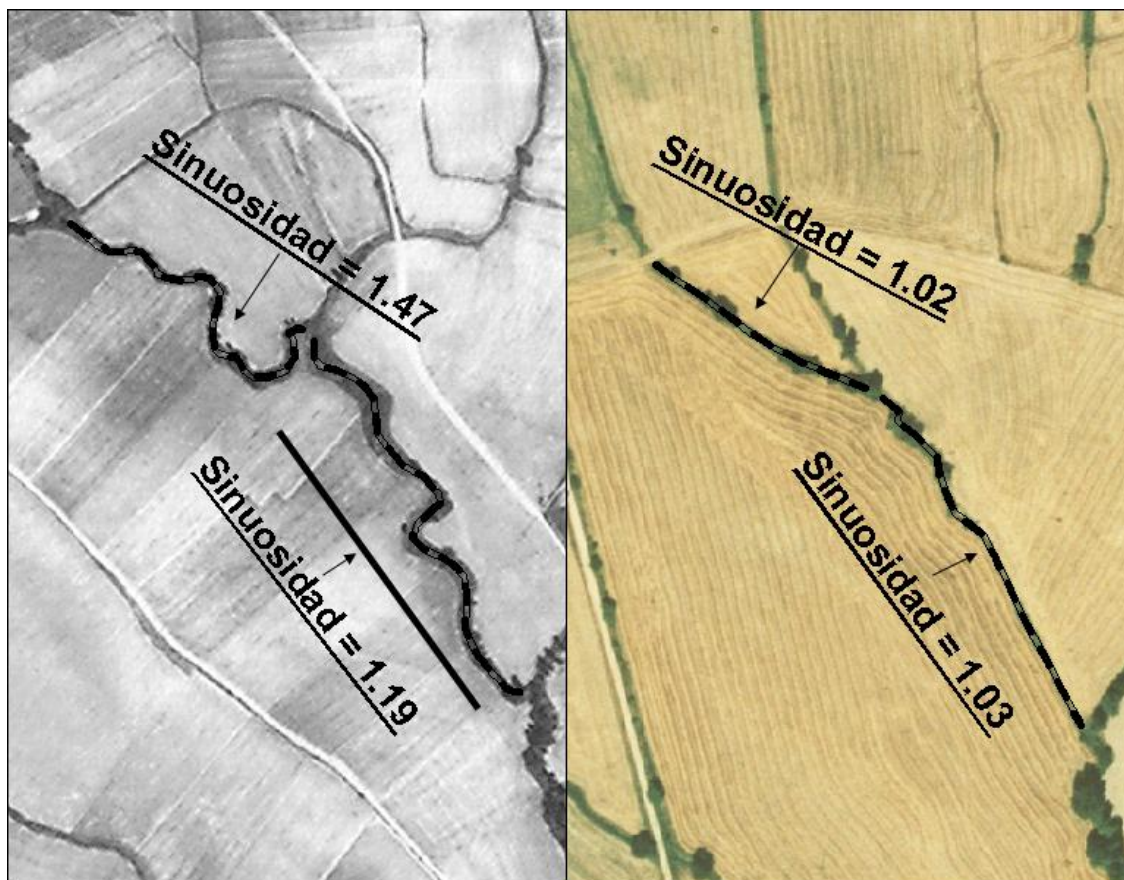


Figura 7. Comparación de la sinuosidad de dos tramos de la red de drenaje de la cuenca del Galbarra entre 1967 y 1998. Se trata del afluente del Galbarra T-5.

6.3.2 Caracterización y evaluación de los cursos de agua

La sección transversal del canal y sus riberas

Los valores de la Anchura Total del canal y sus riberas y de la Anchura de las Aguas Bajas muestran una gran variabilidad (Tabla 7), previsible ya que se han valorado tramos desde cabecera a desembocadura, siendo los tramos de las zonas bajas más anchos que los de las zonas altas. Sin embargo, la Anchura del tramo nº 3 situado aguas arriba de la cabecera (G-02) es la mayor, con 13 m, ya que no existe influencia de la agricultura y aunque la lámina de agua y el caudal son bajos en comparación a otros tramos, la zona de influencia ribereña es mucho mayor. Una vez que hay presencia de cultivos, la situación cambia drásticamente y además de abrirse el valle, la zona de ribera se reduce artificialmente en favor del cultivo.

Tabla 7. Estadística descriptiva de las principales variables morfométricas de 27 secciones transversales de los cursos fluviales del Galbarra. La anchura media de las riberas corresponde la media del sumatorio del talud y la ribera de ambas márgenes.

N= 27	Media	Min.	Cuartil Inf.	Mediana	Cuartil Sup.	Max.	CV
Anchura Total (cm)	553.9	213.6	290.7	486.7	677.6	1308.2	0.54
Anchura Aguas Bajas (cm)	135.6	30.0	47.0	115.0	230.0	390.0	0.72
Anchura media riberas (cm)	209.1	72.8	124.1	187.2	222.7	631.6	0.62
Inclinación del talud (°)	62.6	30.0	55.0	63.5	72.0	90.0	0.21
Inclinación de la ribera (°)	8.8	-37.0	0.0	1.0	12.0	53.0	2.03
Asimetría Anchura.	2.2	1.0	1.2	1.6	2.6	10.0	0.83
Altura del <i>Bankfull</i> (cm)	131.9	16.3	86.4	125.1	185.2	259.0	0.49
Altura máxima	184.6	82.1	132.2	150.8	251.5	411.1	0.46
Asimetría de alturas	2.2	1.0	1.1	1.2	1.5	25.2	2.06
Altura Tot. / Alt. Ag. Baj.	5.8	2.0	3.1	4.5	7.4	29.1	0.90
Altura <i>Bankfull</i> / Alt. Tot.	0.27	0.03	0.21	0.25	0.37	0.55	1.03
Alt. <i>Bankfull</i> / Alt Ag. Baj.	1.3	0.3	0.7	1.2	1.7	3.9	0.65

En general existen 1 o 2 m para las riberas que aunque reducidas, no han sido eliminadas por lo que suele quedar espacio para una hilera de árboles por lo menos. Además, las prácticas de quemar la vegetación riparia, habituales en valles cercanos, no se dan en este. La agricultura es el mayor factor de presión espacial de la zona riparia en la cuenca.

Un rasgo característico de los ríos de la cuenca es la existencia de un importante excavamiento con inclinaciones de talud de 63° de mediana, siendo superiores a los 72° en el 25% de los 27 casos considerados. Se han encontrado secciones con taludes ángulos de hasta 90° de inclinación. Este hecho confiere a los canales un aspecto análogo al de un pequeño cañón profundo (salvando la diferencia de escala).

En la Figura 8 se han representado algunas de las secciones transversales más características de la cuenca. En muchas zonas con valles abiertos se encuentran cauces muy profundos con una altura del *bankfull* considerable. A pesar de presentar esta morfología y aunque parecen lugares potencialmente muy erosivos por la inclinación de los taludes, la cobertura vegetal existente protege las márgenes y previene contra la erosión. Tan sólo en un 25% de los casos la superficie de terreno que está desnuda en los taludes supera el 50% y en el 57% de los mismos no alcanza el 20%.

Variabes como la relación Altura del *Bankfull* / Anchura Total o Altura del *Bankfull* / Anchura de Aguas Bajas, proporcionan una idea del excavamiento de la sección. Los tramos más excavados presentan altos valores de ambas variables. Los menos excavados (e.j. Tramo 14) tienen valores muy bajos (0.12 y 0.26 respectivamente). Por

ejemplo, el Tramo 6 tiene una relación Altura del *Bankfull* / Anchura de Aguas Bajas de 1.2 y se puede comprobar en la Figura 8 que se trata de un tramo muy excavado con taludes muy empinados.

Pese a la aparente protección actual de la vegetación en riberas, la morfología de la sección detectada indica la existencia de procesos erosivos que han alterado la morfología natural de la sección de los ríos del Galbarra.

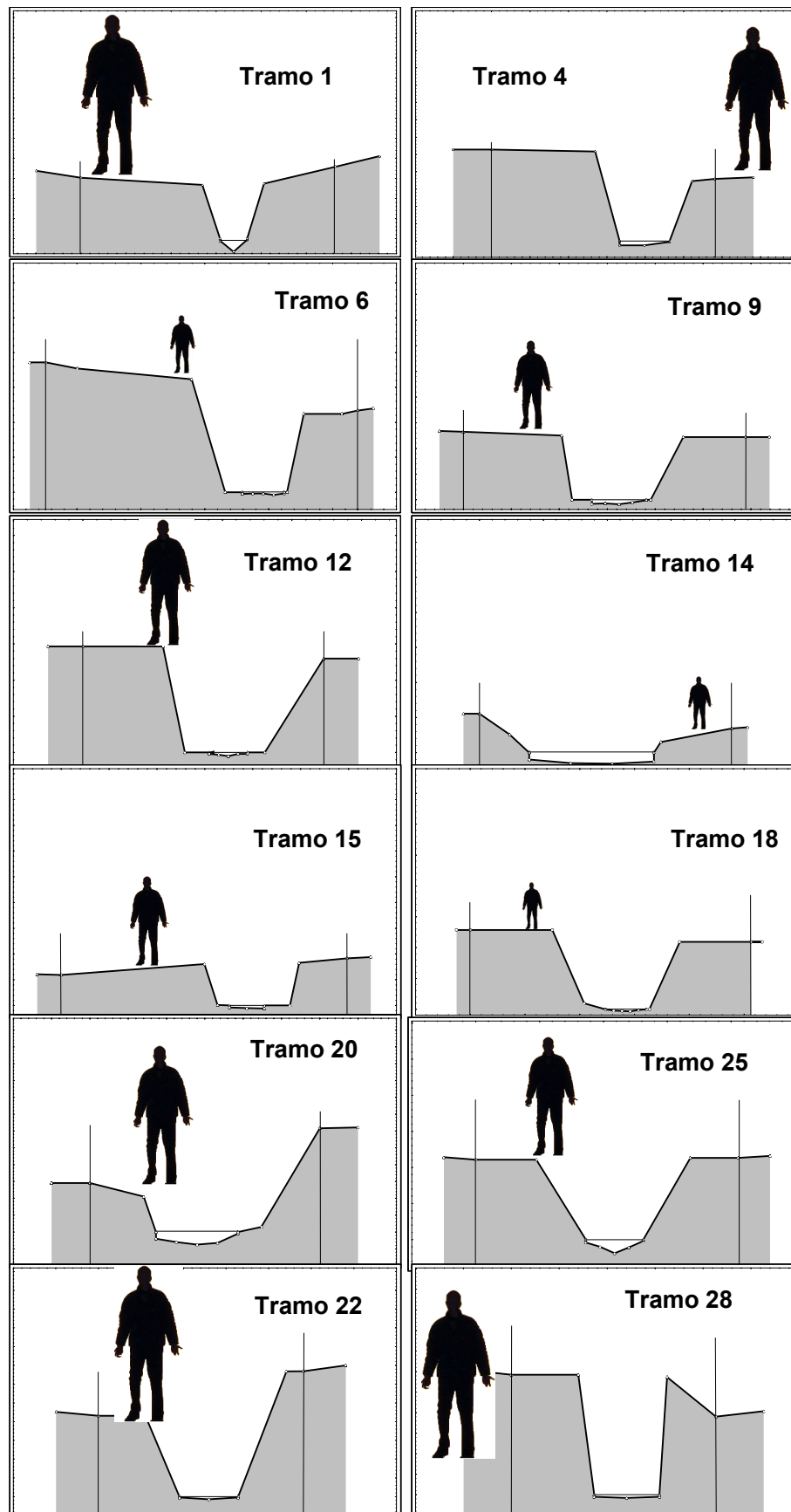


Figura 8. Algunas secciones transversales características de la red de drenaje de la cuenca del Galbarra. La silueta corresponde a una persona de 1.75 m de estatura.

Vegetación de ribera

En la pequeña llanura aluvial de la desembocadura existe la única chopera de plantación (*Populus nigra*, L.). Las riberas presentan una gran riqueza de especies arbóreas y arbustivas en formación mixta, sin que exista una clara dominancia (Fig. 9). En ocasiones, en las cercanías de los pueblos, las riberas están ocupadas por frutales.

Las especies arbóreas más frecuentes son:

Populus alba L.,
P. nigra,
Fraxinus angustifolia Vahl.,
Fraxinus excelsior L.,
Acer campestre L.,
Acer pseudoplatanus L.,
Prunus avium (L.) L.,
Juglans regia L.

En el tramo final antes de la chopera cultivada, en las riberas también aparecen ejemplares de:

Quercus ilex ssp. *ballota* (Desf.),
Quercus faginea Lam.,
Quercus pubescens Willd.

Los arbolillos o arbustos más frecuentes son:

Sambucus nigra L.,
Sambucus racemosa L.,
Cornus sanguinea L.,
Viburnum tinus L.,
Viburnum lantana L.,
Crataegus monogyna Jacq.,
Arbutus unedo L.,
Prunus padus L.,
Prunus spinosa L.,
Corylus avellana L.,
Buxus sempervirens L.,
Ligustrum vulgare L.,

Mallus pumila Mill.,

Salix caprea L.,

Salix atrocinerea Brot.,

Salix fragilis L.,

Salix alba L.,

Salix purpurea L.

Entre las especies que forman parte de la orla espinosa o de formaciones de tipo mata generalmente impenetrables, lianas o trepadoras se encuentra *Rubus ulmifolius* Schott. fundamentalmente, pero también:

Clematis sp.,

Rosa sp.,

Vitis vinifera L.,

Hedera helix L.,

Tamus communis L.

En zonas medias y altas aparecen formaciones dispersas de:

Phragmites australis (Cav.) Steudel,

Equisetum sp.,

Pteridium aquilinum (L.) Kunth,

Scirpus holoschenus L.

Una información detallada sobre la flora y vegetación de las riberas de Navarra está disponible en Biurrun (1999).



Figura 9. Imagen de una formación de ribera en un tramo medio de la red hidrográfica de la cuenca del Galbarra (Julio 2003).

El cauce se encuentra desprovisto de vegetación en la mayoría de los casos. En T-4 aparece una densa formación de *P. australis* y en T-1 el lecho está prácticamente cubierto por algas filamentosa (90% de cobertura) y por macrófitos (5% de cobertura). Tan solo en 4 tramos más se apreció una cobertura de filamentosas superior al 20%. Durante el periodo de muestreo apenas se apreciaron formaciones evidentes de perifiton sobre el lecho.

En la Tabla 8 se proporciona la estadística descriptiva de la población de datos de coberturas calculadas en los tramos de vegetación para la zona de taludes y riberas. Con el objetivo de detectar grupos de tramos similares en cuanto a la cobertura de vegetación en el sector (Talud + Ribera), se ha realizado un análisis de clasificación partiendo de la matriz de distancias euclídeas generada en función de la similaridad o disimilaridad de la cobertura de los distintos grupos de vegetación valorados. Para la realización de los grupos se ha empleado el método de Ward.

Tabla 8. Estadística descriptiva de los datos de cobertura de la vegetación de ribera valorada en los 27 tramos considerados (riberas y taludes).

		Cobertura (%)					
		Media	Min.	Cuartil Inf.	Mediana	Cuartil Sup.	Max. CV
Categoría (n=27)							
Riberas	Árboles	32	0	3	20	50	100 1.0
	Total arbustos	54	3	35	54	80	90 0.5
	Orla espinosa	34	0	10	35	50	80 0.8
	Arbustos no espinosos	29	0	15	25	40	85 0.7
	Hierbas altas	22	0	8	15	35	60 0.9
	Hierbas bajas	40	0	20	33	63	90 0.7
	Otros	28	0	0	26	50	95 1.0
	Suelo desnudo	8	0	0	0	10	50 1.8
Taludes	Árboles	25	0	0	15	50	95 1.2
	Total arbustos	38	0	10	30	68	90 0.8
	Orla espinosa	28	0	0	18	50	80 1.0
	Arbustos no espinosos	16	0	1	20	25	50 0.9
	Hierbas altas	13	0	0	5	20	55 1.3
	Hierbas bajas	28	0	4	18	50	90 1.0
	Otros	25	0	0	20	58	80 1.0
	Suelo desnudo	29	0	5	25	40	97 0.9

El árbol de clasificación (Fig. 10) nos muestra la existencia de dos grandes grupos (1 y 2). A su vez, dentro del grupo 1 se pueden diferenciar 2 nuevos subgrupos (1a y 1b). Para reconocer las variables que discriminan entre cada par de grupos se realizaron una serie de ANOVAs utilizando como variable categórica el grupo al que pertenecen y como variable continua el porcentaje de cobertura de cada grupo de vegetación. Se realizó la transformación Arcsen ($\text{Raiz}(x/100)$).

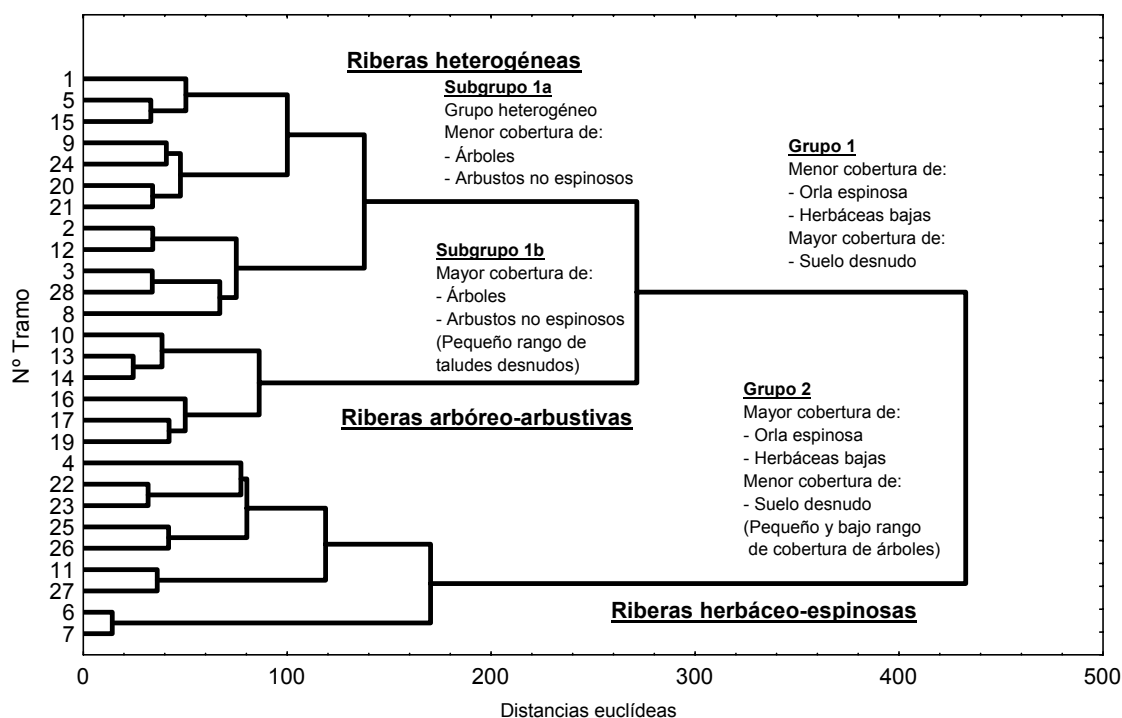


Figura 10. Diagrama de clasificación realizado con los tramos a partir de las coberturas de las distintas categorías de vegetación. Se partió de la matriz de distancias euclídeas y se empleó el método de Ward. Se indica cuáles son las categorías que discriminan mejor cada uno de los grupos principales.

El Subgrupo 1b se caracteriza por tener una mayor cobertura de árboles y arbustos (71% y 30% de media, respectivamente) que el Subgrupo 1a (13% y 15%, respectivamente). Aunque ambos subgrupos presentan similares porcentajes medios de suelo desnudo en los taludes, los del Subgrupo 1b (32% de desnudez media) son más homogéneos (20%-35%) que los del Subgrupo 1a (0%-78%).

El Grupo 2 se caracteriza principalmente por tener una mayor cobertura de plantas de la orla espinosa, fundamentalmente zarzas, con una media de cobertura del 62% (Rango 50-80%) frente al 14% del Grupo 1 (Rango 0-38%). También tiene una superficie significativamente menor de suelo desnudo y mayor de herbáceas bajas (10% y 50%, respectivamente) que el Grupo 1 (26 y 22%).

Aunque no existen diferencias significativas en la media de la cobertura arbórea entre ambos grupos, el Grupo 2 con una media del 18% tiene un menor rango de variación (10-25%) que en el Grupo 1 (0-75%), con una media del 33%.

De este modo se puede considerar de forma general al Subgrupo 1a como un grupo formado por *Riberas heterogénea*, al Subgrupo 1b como *Arbóreo-arbustivo* y al Grupo 2 como *Herbáceo-espinoso*.

Al realizar la prueba Kruskal-Wallis y la U de Mann-Whitney por pares para comprobar si los tramos de cada grupo de vegetación tienen medias significativamente diferentes para las variables geomorfológicas, se comprobó que el Subgrupo 1b es el que claramente se diferencia del resto. En la Tabla 9 se pueden observar las medias de cada variable morfométrica y grupo de vegetación y en la Figura 11 la dispersión de los datos de cada grupo para cada variable.

Tabla 9. Exposición de la media de las variables morfométricas principales según los grupos de vegetación riparia.

	Riberas heterogéneas (1a)	Arbóreo arbustivo (1b)	Herbáceo espinoso (2)
Profundidad máxima caudal (cm)	7	16	8
Anchura Total (cm)	502	770	406
Anchura Aguas Bajas (cm)	102	266	76
Anchura media Riberas (cm)	200	252	165
Altura del <i>Bankfull</i> (cm)	100	192	123
Anchura Total / Anch. Aguas Bajas	7	3	6
Altura <i>Bankful</i> / Anch. Aguas Bajas	1.3	0.8	1.8
n	12	6	9

Los tramos del Subgrupo de vegetación 1b (*Arbóreo-arbustivo*), que se caracterizan por una mayor presencia de árboles y arbustos y menor de orla espinosa, son más anchos, con mayor anchura de ribera, más profundos y están menos excavados que los del Subgrupo 1a. Estos tramos se encuentran siempre en el ramal principal y en las zonas medias o bajas caracterizadas por tener un mayor caudal y mayor desarrollo del bosque de ribera. No existen diferencias significativas entre los grupos 1a y 2, sin embargo, si se observa la distribución de datos de algunas de las variables geomorfológicas, se puede comprobar que no son iguales. Por ejemplo, el Grupo 2 caracterizado por una gran cobertura de espinosos, no es significativamente diferente a 1a en la Anchura de Aguas Bajas ni en la relación Altura *Bankful* / Anchura Aguas Bajas. Sin embargo, el rango de distribución se encuentra por debajo de la mediana del Subgrupo 1b para la Anchura de Aguas Bajas y para la Anchura Total y por encima de la mediana en la relación Altura *Bankful* / Anchura Aguas Bajas (Figs. 11b, 11c y 11f, respectivamente). Hay que recordar que el Subgrupo 1a era el más heterogéneo y esta distribución de datos indica que los tramos del Grupo 2 son más homogéneos. Los tramos de este grupo están caracterizados por ser estrechos y muy excavados, y además son por lo general impenetrables.

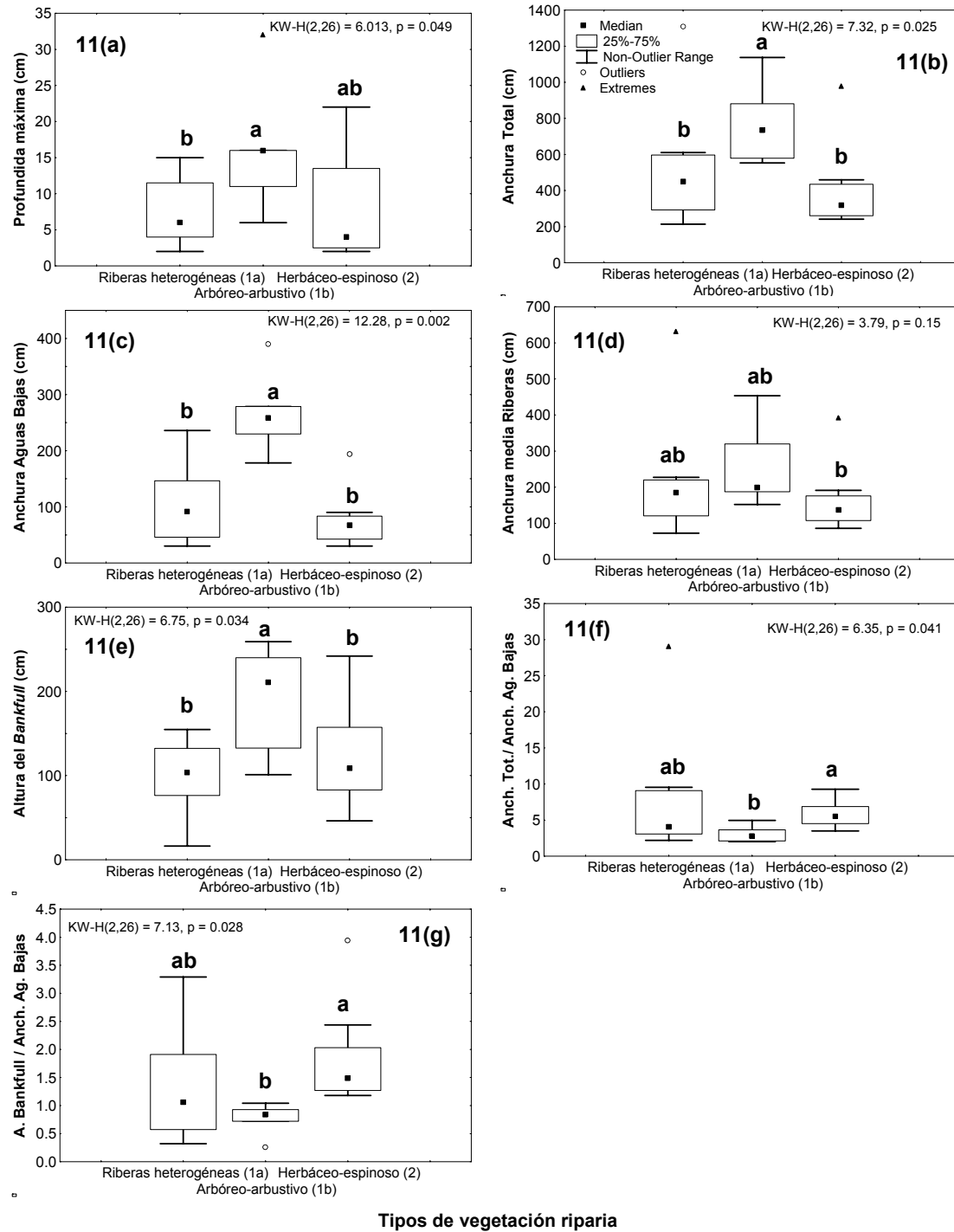


Figura 11. Distribución de los datos de las variables Profundidad Máxima, Anchura Total, Anchura Aguas Bajas, Anchura Media de las Riberas, Altura del Bankfull, Anchura Total/Anchura del Bankfull y Altura del Bankfull / Anchura Aguas Bajas (a, b, c, d, e, f y g, respectivamente) para los 3 tipos de vegetación riparia de la cuenca del Galbarra. Se muestran los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis. La letra sobre cada distribución indica significación en la comparación de medias post- hoc mediante la U de Mann-Whitney ($p < 0.05$).

Índice de Calidad de Hábitat (ICH)

Los ecosistemas lóticos de la cuenca del Galbarra presentan unas calidades de hábitat bastante heterogéneas según el ICH. Los resultados de la evaluación han dado como resultado un amplio rango de puntuaciones desde 77 puntos hasta 168 con una media muestral de 129 puntos (Fig. 12 y Tabla 10). Esta media corresponde a una calidad Sub-óptima que además es la más frecuente (12/22). Con calidad Pobre, se valoraron 5 de 22 tramos y con calidad Óptima también 5 de 22. No se encontró ningún tramo con calidad Mala. Extrapolando estos resultados a toda la cuenca se puede decir que sólo un 22% de los tramos fluviales mantiene su estructura Óptima de hábitat fluvial, habiendo sufrido la mayoría de ellos algún proceso de degradación que llega a ser importante en el 22% de los tramos. Como varios de los tramos seleccionados estaban secos, el ICH se realizó sobre los 22 tramos que sí presentaban agua.

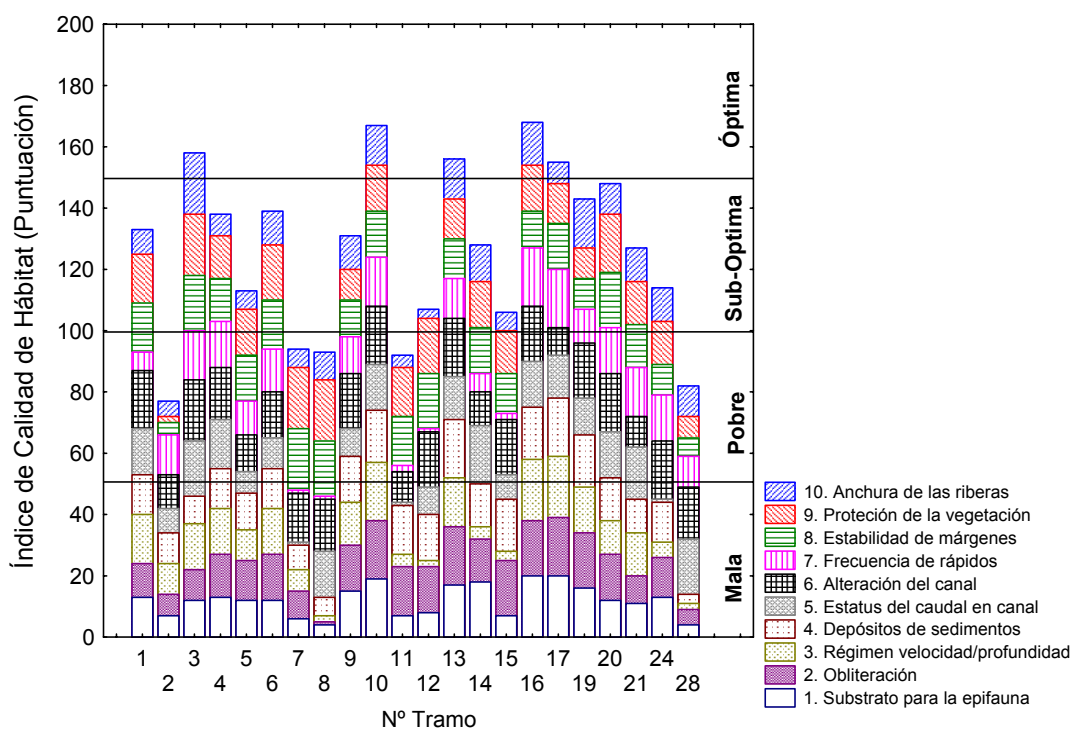


Figura 12. Representación de la variación de los distintos parámetros incluidos en el Índice de Calidad de Hábitat, así como las puntuaciones totales del mismo. Los datos se refieren a cada tramo evaluado ($n=22$).

En la Tabla 10 se muestra una descriptiva de las puntuaciones parciales obtenidas para cada uno de los parámetros del índice ICH. Los resultados de la evaluación son bastante heterogéneos aunque ningún parámetro presenta valores de mediana inferiores a 10. Pese a existir un gran número de alteraciones pequeñas o medias, la red de drenaje no ha sido severamente deteriorada. Esta evaluación concuerda con las propias

apreciaciones durante los múltiples recorridos realizados por la zona en el periodo de estudio. Pese a todo, existen tramos en los que alguno de los parámetros presenta un valor inferior a 5 (Malo). Llama la atención que el parámetro *Alteración del canal* nunca presenta valores inferiores a 9, sabiendo que ha existido una pérdida histórica de sinuosidad que ha debido suponer un excavamiento del canal. Este parámetro se centra más en rectificaciones de obra claras y no contempla el tipo de alteraciones históricas que se evidenciaron al realizar la aproximación desarrollada en la primera parte de este capítulo.

Los parámetros con mayor número de tramos con bajas puntuaciones (≤ 10 en el cuartil inferior) son el *Régimen de velocidad/ profundidad*, *Frecuencia de rápidos*, *Anchura de riberas*, *Sustrato para la epifauna*, *Estatus del caudal* y *Obliteración del lecho*. Estas alteraciones se deben al impacto que la actividad agrícola lleva causando sobre la cuenca durante décadas. Las alteraciones del caudal son consecuencia de la alteración de la sección transversal, con la pérdida de la capacidad de disipar la energía, un aumento de la velocidad y la erosividad del agua y con la consiguiente alteración del lecho que probablemente sean la manifestación de las rectificaciones realizadas.

Otra alteración como la obliteración del lecho por finos debe ser la consecuencia del aporte de sedimentos proveniente de la erosión de los suelos agrícolas. Por otro lado es evidente que los ecotonos riparios de la cuenca poseen una anchura por lo general insuficiente, probablemente reducida debido a la presión agrícola. Pese a todo existe una protección aceptable de las márgenes por la vegetación que evita el agravamiento de los procesos erosivos.

Tabla 10. Descriptiva de los distintos parámetros del Índice de Calidad del Hábitat (ICH) obtenidos en la evaluación de 22 tramos fluviales de la cuenca del Galbarra.

Parámetro (n=22)	Min.	Cuartil Inferior	Mediana	Cuartil Superior	Max.
1. Substrato disponible para la epifauna	4	7	12	16	20
2. Obliteración del lecho por finos	1	10	15	18	19
3. Régimen velocidad/profundidad	2	4	13	15	20
4. Depósitos de sedimentos	3	11	14	17	19
5. Estatus del caudal en el canal	1	8	14	15	19
6. Alteración del canal	9	13	18	19	20
7. Frecuencia de rápidos	1	6	13	15	19
8. Estabilidad de márgenes	0	12	15	18	20
9. Protección de la vegetación	0	13	15	18	20
10. Anchura de las riberas	0	6	10	12	20
Puntuación total	77	106	129	148	168

Para agrupar la varianza de los 10 parámetros del ICH y conocer el lugar que ocupa cada tramo en unos nuevos factores sintéticos, se realizó un Análisis de Componentes Principales. Se obtuvo una varianza absorbida del 77.5% por los 3 primeros ejes con un 37.7%, 21.3% y 18.5% para el primero, el segundo y el tercero respectivamente (Tabla 11 y Figs. 13a y 1b).

Tabla 11. Autovalores, porcentaje de varianza explicada y factores de carga del ACP para los 2 primeros ejes. La negrita en los factores de carga significa correlación significativa con la variable original.

Autovalores	3.77	2.13	1.85
% de varianza explicada	37.7	21.3	18.5
1. Substrato disponible para la epifauna	-0.93	0.09	-0.09
2. Obliteración del lecho por finos	-0.72	0.32	-0.53
3. Régimen velocidad/profundidad	-0.86	-0.02	0.09
4. Depósitos de sedimentos	-0.69	0.31	-0.60
5. Estatus del caudal en el canal	-0.40	-0.17	0.64
6. Alteración del canal	-0.16	0.26	0.47
7. Frecuencia de rápidos	-0.78	-0.36	0.18
8. Estabilidad de márgenes	0.09	0.93	0.17
9. Protección de la vegetación	0.10	0.91	0.31
10. Anchura de las riberas	-0.60	-0.05	0.64

Los parámetros *Sustrato disponible para la epifauna*, *Regímenes de velocidad/profundidad*, *Frecuencia de rápidos*, *Obliteración del lecho*, *Deposición de sedimentos* y *Anchura de riberas* están negativamente correlacionados con el primer factor y es el *Sustrato para la epifauna* el que tiene una correlación significativa más fuerte. No existe ninguna variable correlacionada positivamente de manera que este primer eje define un gradiente de variación desde los valores bajos de estos parámetros en el extremo positivo a los altos en el negativo. Si se observan los valores obtenidos en el índice, se comprueba que este eje ordena los transectos de mayor a menor calidad siendo los del extremo positivo los que menor calidad tienen y viceversa. De este modo, estos 6 parámetros son los que más están diferenciando la calidad de hábitat en la red hidrográfica de la cuenca del Galbarra. El segundo factor solamente se correlaciona positivamente con la *Estabilidad de las márgenes* y la *Protección de la vegetación*. Aunque existen ciertas variaciones en los valores que toman los tramos en este eje, tan sólo el tramo 2 y el 28 tienen valores negativos muy bajos ya que son los que menor puntuación han obtenido en estos dos parámetros y son tramos que corresponden con zonas altas muy impactadas por la agricultura. El eje 3 sí tiene polaridad entre parámetros siendo definido por valores altos en los parámetros *Anchura de riberas* y el

Estatus del caudal en el extremo positivo y bajos en la Obliteración del lecho, Deposición de sedimentos y viceversa.

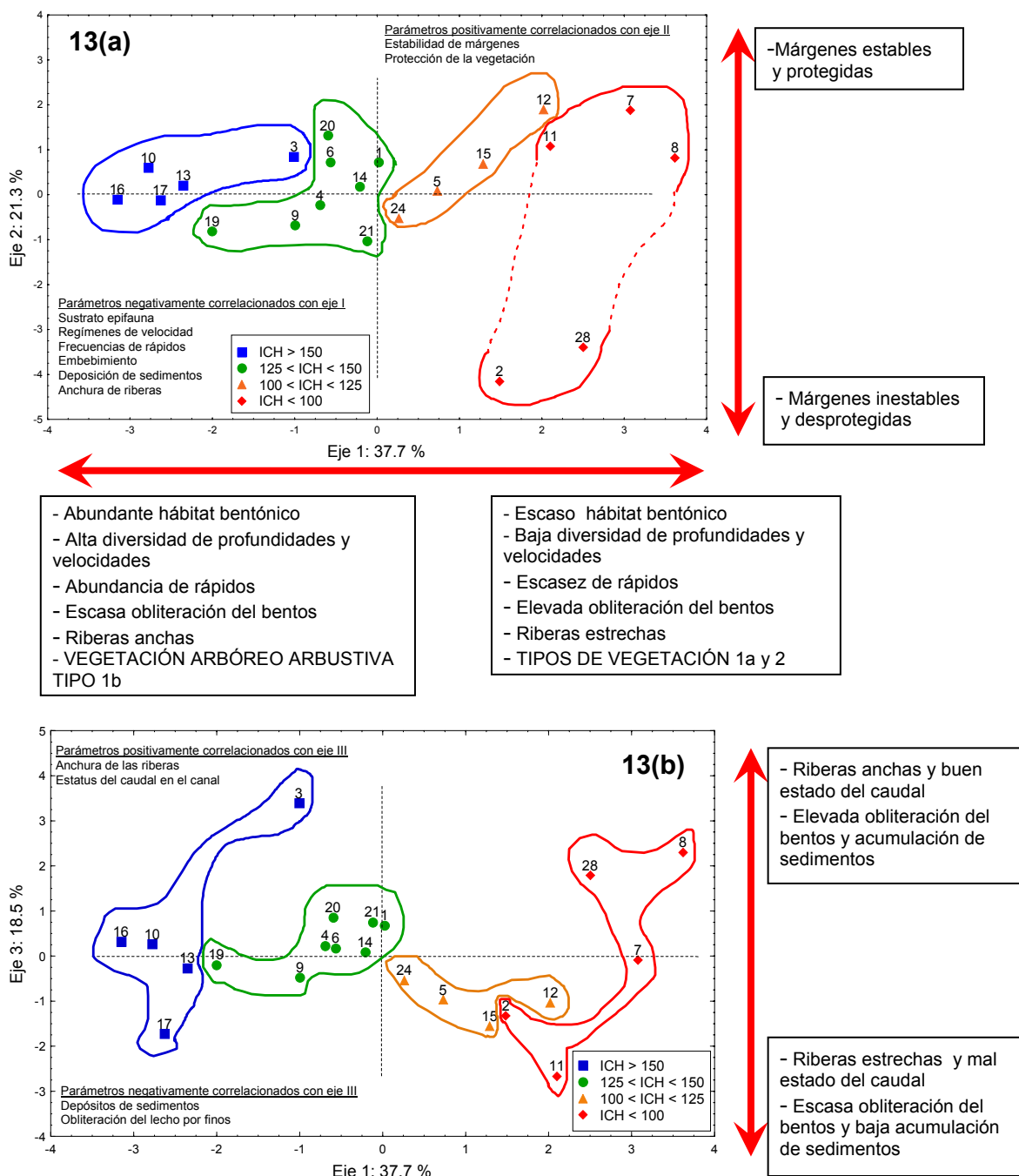


Figura 13. Valor que toman los tramos estudiados para el primer frente al segundo factor del ACP y para el primero frente al tercero (a y b, respectivamente). Los parámetros que se muestran en el extremo de cada eje son aquellos correlacionados con cada factor (los situados más arriba tienen una correlación más fuerte). Los símbolos clasifican a los transectos en función la puntuación total obtenida en el ICH. Azul corresponde con la categoría Óptima, verde con el rango alto de la categoría Subóptima, naranja con rango bajo de la categoría Subóptima y rojo con la categoría Pobre.

Cabe destacar el alto valor positivo del tramo 3 en el eje 3. Este tramo es un tramo de cabecera previo los cultivos, apenas impactado y con un valor alto en el ICH (156), con

riberas anchas y buen estado del caudal. Sin embargo, por encontrarse cercano a una cárcava erosiva de cabecera, recibe cargas de sedimentos que implican una menor puntuación en *Obliteración del lecho* y *Deposición de sedimentos*. En el tramo 17 ocurre lo contrario, corresponde a un tramo de la zona final del río Galbarra bastante bien conservado aunque ha perdido completamente una de sus riberas por la proximidad de una carretera. En la zona positiva del eje 1 que se corresponde con las peores calidades, la situación en uno u otro extremo del eje 3 indica diversidad en las puntuaciones de los parámetros correlacionados con este eje.

Al comparar los valores de la puntuación total del ICH y de cada factor con los tipos de vegetación, se obtienen diferencias significativas para la puntuación total y el primer factor pero no para el segundo ni para el tercero (Kruskal Wallis $H(2,22) = 7.8$; $p = 0.019$ y $H(2,22) = 10.1$; $p = 0.0065$ para la puntuación del ICH y 1^{er} factor respectivamente). Las pruebas posteriores por pares (U de Mann Whitney) muestran de nuevo que las diferencias tan sólo se dan entre el Subgrupo 1b y el resto (1a y 2). De este modo, los tramos de Subgrupo 1b, con riberas arbóreo-arbustivas que se encuentran en las zonas medias y bajas, con mayor anchura y desarrollo de la vegetación de ribera, son los que obtienen mayores puntuaciones y están situados en la parte negativa del factor 1.

Tabla 12. Resultado de las correlaciones de Spearman significativas realizadas entre la puntuación del ICH y los factores del ACP y las variables morfométricas estudiadas en la primera parte de este capítulo.

		ICH		
		Puntuación ICH	Coordenadas 1 ^{er} factor	Coordenadas 2 ^o y 3 ^{er} factor
		n=22		
Variables morfométricas	Profundidad Máxima	R	0.73	-0.68
		p	0.0001	0.0005
	Anchura Total	R	0.50	-0.47
		p	0.02	0.03
	Anchura Aguas Bajas	R	0.44	-0.49
		p	0.04	0.02

Al realizar correlaciones (Spearman) entre la puntuación del ICH, los factores y las variables morfométricas, se obtienen correlaciones positivas significativas (Tabla 12) entre la puntuación del ICH y la Profundidad Máxima, Anchura Total y Anchura de Aguas Bajas; con el primer factor se obtuvieron correlaciones significativas para las mismas variables pero evidentemente de carácter negativo y no se obtuvo ninguna correlación para el segundo factor. Toda esta información nos confirma que son los

tramos anchos, caudalosos y con ribera mas anchas los que en general obtienen mejores puntuaciones en el ICH. Estos resultados indican una mayor fragilidad de los pequeños arroyos ante las perturbaciones producidas por la agricultura.

6.4 Discusión

Los cambios históricos detectados dejan patente la existencia de una transición del modelo agrícola en la cuenca durante el último tercio del siglo XX y en concreto manifiestan la aplicación de las políticas de concentración parcelaria producidas durante el anterior régimen político (Gómez y Mata, 1993). Este proceso ha generado la desaparición de ese paisaje mosaicista produciendo la pérdida de un gran número de valores ecológicos y culturales (Schmitz *et al.*, 2003). De los dos modelos de cambio (abandono o intensificación) producidos España (Pineda, 2001; Varela-Ortega y Sumpsi, 2002), en la cuenca de Galbarra se ha producido el segundo. La concentración parcelaria se produjo en la cuenca en los años 70, estos resultados coinciden con el trabajo de Elena-Roselló (2003) que define el periodo 1956-1984 como el de mayor intensidad de cambios en los paisajes españoles. El modelo de intensificación que causa el incremento del tamaño de las parcelas, ha sido estudiado en otros países de Europa (Baessler y Klotz, 2006) obteniéndose resultados similares (Fig. 14).

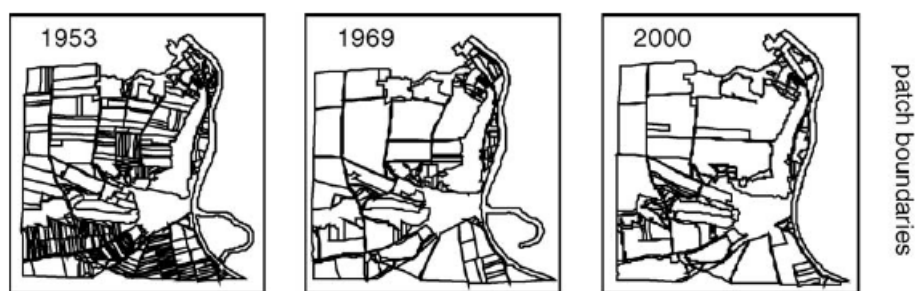


Figura 14. Evolución del tamaño de las parcelas en terrenos agrícolas de Friedeburg (Alemania). En Baessler y Klotz (2006)

Además de las consecuencias locales, regionales y globales expuestas en la introducción de esta tesis, la intensificación agrícola tiene una repercusión sobre la red de drenaje como se demuestra en este estudio. Las transformaciones originales comprobadas son: la pérdida de tramos de la red original, el enterramiento de alguno de ellos y la rectificación de muchos de los tramos. Todo ello es el producto de una actuación sobre

el territorio con el objetivo de ganar terreno para la agricultura, facilitar el paso de vehículos agrícolas y el acceso de la maquinaria a algunas zonas del cultivo para facilitar las labores con maquinaria (ej: evitar la dificultad de cosechar en las zonas de meandros).

En la cuenca del Galbarra no se han producido canalizaciones clásicas a través de grandes obras de ingeniería con instalación de gaviones o motas. Estas grandes obras no tendrían lugar en un río de esta magnitud, siendo más habituales en las zonas medias o bajas de ríos mayores. Tampoco existen presas ni tomas de agua para regadío que supondrían una regulación del régimen de caudales con drásticas consecuencias sobre la geomorfología, régimen de caudal de sólidos y las comunidades del río y ribereñas (Hadley y Emmett, 1998; Postel y Richter, 2003) y que incluso podrían facilitar el asentamiento de especies invasoras (Lytle y Poff, 2004). La transformación histórica de Galbarra puede considerarse como una rectificación moderada unida a una pérdida de tramos. Los componentes principales del Régimen Natural de Caudales (*Natural Flow Regimen*, Poff *et al.*, 1997) de un río (magnitud, frecuencia, duración, época y tasa de cambio) apenas se verán afectados en Galbarra. Sin embargo, cuando la morfología de un río es modificada se producen una serie de cambios estructurales debido a cambios en la disipación de energía (Beschta y Platts, 1986). Hay que tener en cuenta que a lo largo del año discurrirá la misma cantidad de agua pero por una red de drenaje más corta, porque ha sido rectificada y se han perdido tramos. Como las dinámicas de la erosión de márgenes y sedimentación han sido alteradas, la velocidad del agua crecerá al discurrir por un canal cerrado y menos meandriforme haciéndose más erosiva. Las consecuencias de esta modificación son muchas y han sido ampliamente estudiadas (Brookes, 1988; Rhoads *et al.*, 2003; Brierley y Fryirs, 2005; Piégay y Dufour, 2006), siendo la excavación de cauces una de las primeras consecuencias siempre señaladas. Aunque en muchas ocasiones, es difícil discernir entre las influencias actuales y las históricas (Allan, 2004b), en este caso de Galbarra, la excavación de cauces detectada se debe probablemente a esta modificación histórica de la red de drenaje. Aparte de la excavación de cauces, otras consecuencias (arrastre de fauna y flora, disminución del número de peces, incremento de la turbidez, alteración en la dinámica de transporte y sedimentación de sedimentos, alteración de la estructura y función de las comunidades de macroinvertebrados, o pérdida directa del hábitat) pueden estar produciéndose debido a la rectificación detectada (Downs *et al.*, 2002).

Además de la reducción de la red de drenaje con las consecuencias ya descritas, se produce una disminución de la superficie de interacción agua-tierra eliminándose así el potencial de retención de nutrientes de los ecotonos ribereños y finalmente también la posibilidad de retención en el propio cauce y en los demás elementos asociados.

Por otra parte, supone la desaparición de puntos de las confluencias entre los tributarios y el canal receptor. Estos puntos, son fuente de heterogeneidad espacial en los que se producen cambios en el canal receptor antes y después de la confluencia (sustrato, conectividad lateral, estructura rápido-remanso, acumulación de sedimentos) y así, la pérdida de estos puntos supondrá una pérdida de heterogeneidad del hábitat y de la biodiversidad (*Network Dynamics Hypothesis*: Benda *et al.*, 2004a y 2004b).

Es evidente que la alteración general de la red de drenaje en Galbarra ha producido cambios geomorfológicos que están alterando la calidad del hábitat y la biodiversidad de las áreas fluviales, tal y como Newson y Newson (2000) han descrito en otras áreas. El asentamiento y gestión de la agricultura en la cuenca, produce además un estrechamiento de la franja de ribera, el aumento del aporte de nutrientes, pesticidas y sedimentos que repercuten en la calidad del hábitat y en la integridad biológica (Allan *et al.*, 1997). Los resultados recogidos en Galbarra, han mostrado un cierto deterioro de los espacios fluviales asociado sin duda a todos los impactos descritos. Este deterioro es moderado y en un principio se podría haber esperado una degradación mayor debida al desarrollo de la actividad agrícola de la cuenca o a los asentamientos urbanos.

En la cuenca del Galbarra el porcentaje de la superficie agrícola es del 33% y el urbano del 1%. Allan (2004a) contrasta de forma general (en un espacio de respuesta hipotético) el porcentaje de agricultura o de superficie urbana de una cuenca con un índice de calidad de riberas y otro de integridad biótica, respectivamente. Acudiendo a las figuras propuestas por Allan, cabe esperar que un porcentaje urbano como el de Galbarra no produzca ninguna alteración en los índices bióticos (Fig. 15) y un porcentaje de agricultura como el de Galbarra situaría la salud de las riberas en un estado *bueno* (Fig. 16) que en el ICH corresponde a un estado *Sub-óptimo*. Es evidente que ambos son esquemas generales y un gran número de factores locales asociados a las características de la cuenca y el manejo del territorio y agricultura, acabarán suponiendo un mayor o menor impacto sobre los ecosistemas fluviales. Por ejemplo, Donohue *et al.* (2006) en un estudio en los ríos de Irlanda, encontraron mayores descensos que Allan en el “buen estado ecológico” de los ríos a porcentajes de agricultura similares a los de

Galbarra. Por otro lado y aunque de forma general, el impacto de las pequeñas poblaciones no sea muy grande, pese a no haber aplicado índices bióticos en este trabajo (como algún índice de macroinvertebrados), en los tramos receptores de los vertidos urbanos, la población de MIB probablemente se verá afectada por el vertido (Ortiz *et al.*, 2006) y se recuperará aguas abajo cuando se ha producido una autodepuración efectiva (Ortiz *et al.*, 2005).

Cuenca del Galbarra

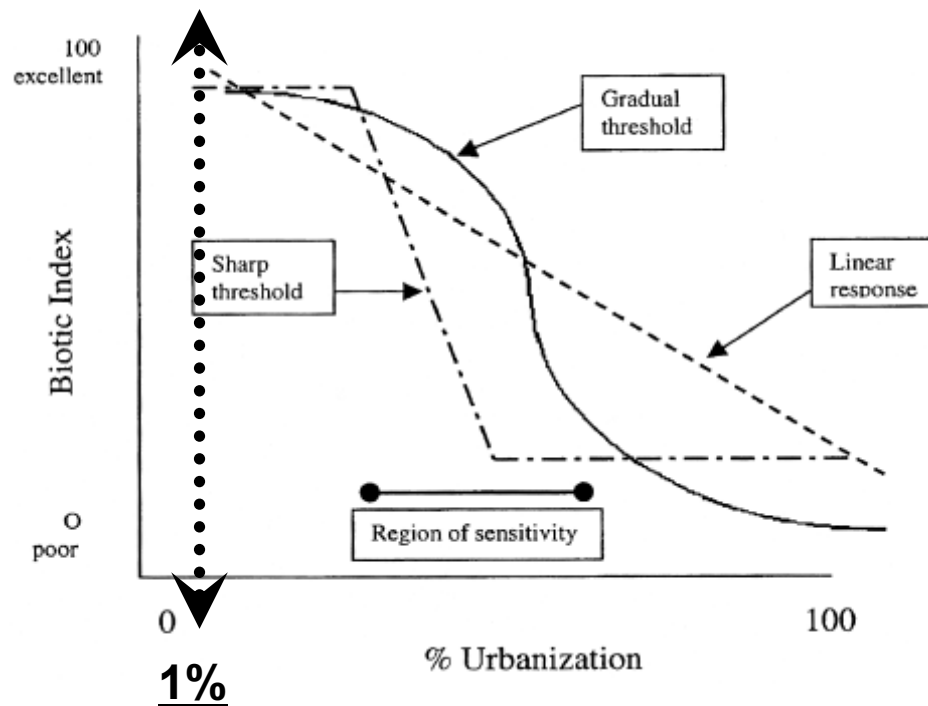


Figura 15. Relación idealizada presión-respuesta contrastando las respuestas lineal y no lineal de un índice biótico frente al incremento del nivel de una presión, como es el caso de la urbanización (Allan, 2004a). La línea discontinua vertical marca el porcentaje de urbanización de la cuenca de Galbarra.

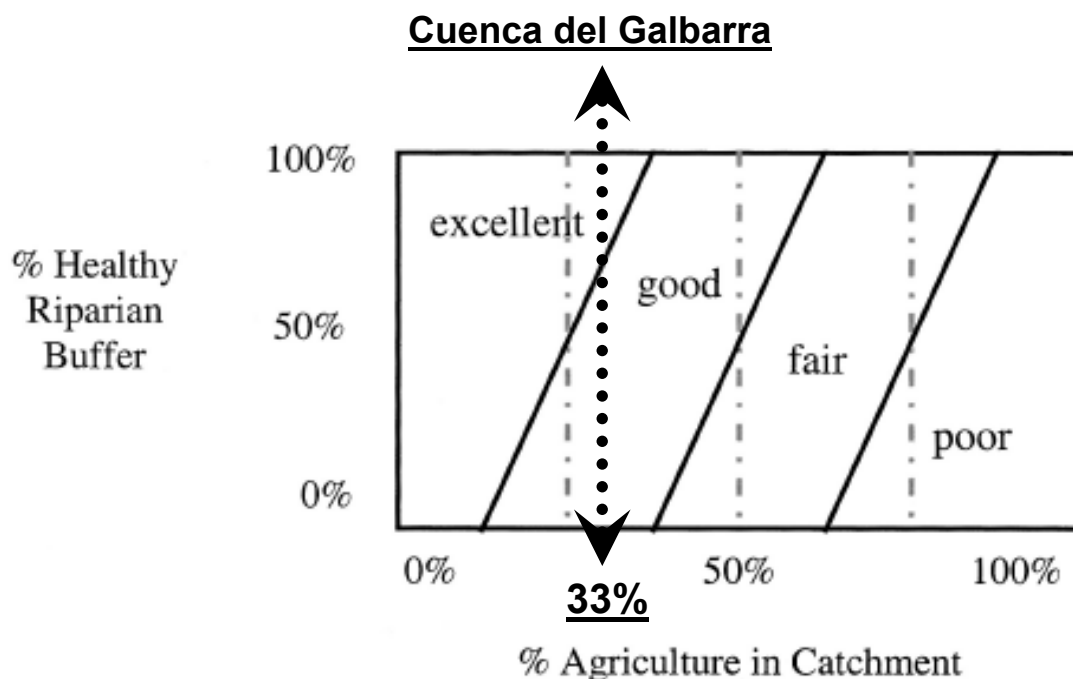


Figura 16. En este espacio de respuesta hipotético, el estado del río es una función de alguna presión como la extensión de la actividad agrícola en la cuenca, y de algún factor mitigante o práctica de gestión, como mantener una zona riparia saludable. Ver cómo un río con el 25% de terreno agrícola en su cuenca puede encontrarse en una condición biológica buena o excelente, dependiendo de el efecto mitigante de la gestión riparia (Allan, 2004a). La línea discontinua vertical marca el % de agricultura en la cuenca de Galbarra.

La agricultura de Galbarra, aunque es intensiva en el sentido de la aplicación de insumos y mecanización, es de secano y no lleva asociada sistemas de regulación ni canalización del agua para regadíos. Las labores, a excepción de la cosecha, se realizan con pequeños tractores propiedad de los propios agricultores y al año solamente se realizan 5 o 6 días de labor en cada campo.

Aunque en las riberas de los tramos muy excavados disminuyen los árboles predominando formaciones de matas impenetrables y la mayoría de las riberas han sido acosadas y reducidas, siempre se ha mantenido una pequeña franja y en muchos tramos permanece una comunidad de especies arbóreas y arbustivas diversa. La población humana del valle es muy pequeña y no han sido detectados vertederos en los taludes de los ríos, ni puntos desnudos con fuerte erosión, ni impactos similares. Un factor de especial importancia es que no se ha observado la quema de ninguna franja de ribera, por muy pequeña que sea, práctica que sí ha sido detectada en otros valles de Navarra también con cultivos de secano. Todos estos motivos explican que pese a los impactos actuales e históricos existentes, los datos de valoración del hábitat no sean demasiado negativos y que en el resultado del ICH se obtengan valores medios *Sub-óptimos* (media

= 129 sobre 200). Incluso en las subcuencas de tributarios con un 100% de agricultura, los valores no han sido extremadamente malos (aunque sí han sido los casos en los que se detectan los valores más bajos en el rango *Pobre* de la puntuación del ICH).

En el Capítulo 5 se ha estudiado cómo estos espacios ribereños pueden estar ejerciendo un importante control sobre la exportación de los nutrientes en las etapas óptimas del año. Sin embargo, aunque se ha observado una retención efectiva de fosfato y amonio en muchos periodos, por lo general, los tramos estudiados se han comportado como canales ganadores de DIN que es finalmente exportado fuera de la cuenca. Sería presumible que en unos ríos no demasiado degradados como los de la cuenca del Galbarra, la capacidad de retención de nitrógeno fuese más importante, sin embargo, los flujos constantes de nitrógeno han producido una saturación de los procesos que no queda reflejada en el índice. Hildrew (2006) describió un hecho similar en ríos de Gran Bretaña, ya que habían encontrado tramos con valores altos (*high quality*) en índices tradicionales de valoración y sin embargo, habían detectado problemas de alteración de los procesos relacionados con la dinámica de nutrientes, quedando así patente que estos índices no habían sido capaces de reflejar estas alteraciones de la función del ecosistema. Para próximos trabajos, sería recomendable realizar estudios utilizando indicadores más específicos. Por ejemplo, el indicador propuesto por Udy *et al.* (2006) que se basa en la medida de los procesos relacionados con los nutrientes como potencial indicador de la salud ecológica de un río a través de gradientes de intensidad de uso de un territorio o el *Nutrient Biotic Index* (Smith *et al.*, 2007) que se basa en la respuesta comunidades de macroinvertebrados bentónicos al incremento de las concentraciones de nutrientes.

6.5 Situación actual, perspectivas y propuestas de gestión

En las cuencas hidrográficas impactadas por actividades agrícolas intensivas, existen dos opciones para afrontar el problema de los flujos de nutrientes y la alteración de sus ciclos: i) evitando que se produzca el problema mediante una gestión adecuada de las labores agrícolas ii) una vez ya producido actuando sobre las unidades del paisaje que posean mayor capacidad para minimizar los impactos. Según Sharpley *et al.* (2001) esto equivale a actuar bien sobre el origen, bien sobre el transporte (*source management* y *transport management*, respectivamente). Ambas acciones son necesarias y deben

emprenderse a través de una gestión integrada de la cuenca. Lógicamente, es esencial hacer especial hincapié en la primera de ellas para evitar generar problemas que deberán resolverse entonces. Los motivos para apostar inicialmente por esta vía son muchos, entre ellos, se pueden destacar:

- Dentro de los necesarios cambios hacia modelos más sostenibles, la reducción de la aplicación de insumos es la vía prioritaria antes que la reutilización, reciclado o en este caso, la remediación.
- Como se ha comprobado en este trabajo, diversas estructuras del paisaje retienen de forma efectiva parte de los nutrientes aplicados en muchos momentos del año. Sin embargo en determinados periodos críticos se producen fuertes exportaciones, fundamentalmente de nitrógeno, que estas estructuras no son capaces de controlar.
- Existe una saturación de nitrógeno en los cauces que implica una menor efectividad en la retención final de DIN, el fosfato por su parte sí está siendo parcialmente retenido. Sin embargo, esta retención es temporal, ya que puede ser finalmente exportado durante las crecidas.
- La única forma de cerrar el ciclo del N en la cuenca es devolver el N reactivo a la forma no reactiva (N_2) a través de la desnitrificación. Sin embargo, este proceso no tiene equivalente en el ciclo del P. Además, estudios recientes (Well *et al.*, 2005; Ullah y Zinati, 2006) señalan que las zonas ribereñas sometidas a excesivos flujos de N provenientes de la agricultura, no verán alterado su potencial de desnitrificación, pero sí aumentarán la tasa de emisión de N_2O con las consecuencias sobre el cambio climático que tiene este gas.

6.5.1 Actuación sobre las fuentes

Existen muchos motivos para apostar por un cambio del actual modelo agrícola intensivo productivista basado en la mecanización y en los insumos (Tilman *et al.*, 2002). El primero es el fenómeno conocido como *crisis de rentabilidad* que han sufrido un gran número de agricultores europeos dedicados al secano. Es la consecuencia de la gran productividad generada a partir de la aplicación de la PAC. Desde los años 80 se ha ido produciendo un gran incremento de los excedentes agrícolas asociado al descenso

progresivo del precio de venta de la cosecha. El agricultor, para mantener el su nivel de vida, se ha visto obligado a intensificar progresivamente la explotación aumentando anualmente los insumos agrícolas. El aumento de productividad ha sido cada vez menor y asociado a la degradación de suelos y el aumento de la erosión, ha supuesto que muchos agricultores hayan tenido que vender o arrendar sus tierras y los que se han quedado, han tenido que aumentar la superficie de producción. Los gastos son tan grandes que solamente obtienen la subvención de la PAC como margen de beneficio (ver Capítulo 2).

La aplicación de los fertilizantes de manera intensiva, no se ha cuestionado en ningún momento y se ha subvencionado sin realizar estudios previos, siguiendo las recetas generales de la cooperativa local y utilizando la expresión *más vale que sobre...* (esta expresión ha sido escuchada muchas veces en conversaciones con los agricultores de la zona).

Debido a las múltiples consecuencias negativas que ha tenido la PAC, en junio de 2003 se produce una nueva e importante reforma de la misma. Esta reforma incluye cambios sustanciales y la producción deja de ser el objetivo principal incluyéndose muchas medidas cuyo objetivo es la integración de actuaciones medioambientales en el mundo rural. Las subvenciones se desvinculan de la productividad surgiendo el concepto de la *condicionalidad*: ajuste de los pagos al cumplimiento y aplicación de una serie de normas y prácticas medioambientales (Reglamentos (CE) nº 1782/2003 y 796/2004). Una gran parte del territorio que incluye muchos terrenos agro-ganaderos, queda bajo la regulación de la red Natura 2000 (en España corresponde a un tercio del territorio) y otras zonas son destinadas a la agricultura ecológica o están cubiertas por distintos planes agroambientales (EEA, 2006). A lo largo de 2006 han comenzado las pruebas de aplicación a nivel nacional y todavía no han sido publicados los informes de los resultados de evaluación del proceso. La reforma estará plenamente en vigor en el periodo 2007-2013.

La reforma de la PAC ha sido transpuesta a nivel nacional a través del Real Decreto 2352/2004 y finalmente en la Comunidad Foral de Navarra a través de las Órdenes Forales 10/2005 y 25/2005. En la cuenca del Galbarra, a lo largo de 2006, los agricultores han sido informados de una serie de nuevas normas a las que se deberán adaptar.

Las ayudas recibidas estarán condicionadas por varias normas de gestión y aplicación de los fertilizantes que condicionarán que quedarán recogidas en los Códigos de Buenas Prácticas Agrícolas de las Comunidades Autónomas (MAPA, 2005). Sin embargo, como el valle del Galbarra y mayor parte del territorio de la Comunidad Foral de Navarra no han sido declarados Zonas Vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de la agricultura, la aplicación de estas Buenas Prácticas en relación a los fertilizantes solamente se realizará con carácter voluntario quedando fuera de la condicionalidad. En la última entrevista telefónica con agricultores del valle (diciembre de 2006), comentaron que estaban siendo informados de varios cambios medioambientales como la obtención de un carné tras recibir un curso de aplicación de pesticidas, el control de la dosis, el tipo y forma de aplicación o la prohibición de la quema de rastrojos o de lindes; sin embargo, nada en relación con la fertilización. De este modo, pese a los cambios, en el valle del Galbarra se mantiene el programa anual de fertilización descrito en el Capítulo 2. Tampoco han recibido formación ni recompensa que les incite a aplicar las Buenas Prácticas de forma voluntaria. De este modo, pese al problema derivado del uso abusivo de los fertilizantes detectado en este trabajo, la reforma de la PAC ha dejado fuera la aplicación de medidas correctoras en todas las áreas No Vulnerables por lo que no ha supuesto un avance en este sentido.

La mejor manera de evitar problemas de contaminación agraria difusa por fertilizantes es maximizar la eficiencia de utilización por los cultivos reduciendo la aplicación, ajustándola a las demandas, estudiando particularmente las formas moleculares más adecuadas, ajustando los momentos de aplicación y reciclando los nutrientes en los agroecosistemas (Matson *et al.*, 1998; Smil, 1999; Tilman, 1999; Cassman *et al.*, 2003). Existe un gran abanico de propuestas para conseguir una gestión eficiente de la fertilización, tanto con el nitrógeno (Prakasa-Rao y Puttanna 2000; Skiba y Smith, 2000; Haag y Kaupenjohann, 2001; Di y Cameron, 2002; GN, 2005a; MAPA 2005) como con el fósforo (Johnes y Hodgkinson, 1998; Sharpley *et al.*, 2001; Puustinen *et al.*, 2005). Todas coinciden con la necesidad de realizar programas específicos de aplicación que se basen en estudios particulares para cada suelo, clima y cultivo. También es frecuente la recomendación de aplicar fertilizantes de liberación lenta o de asociarlos a inhibidores de la nitrificación. Mantener una distancia mínima y no fertilizar sobre suelos encharcados o nevados son recomendaciones habituales. Es necesario continuar investigando y difundiendo trabajos técnicos como el de Iraoeta *et*

al. (2002) en Navarra en el que se aportan nuevas herramientas de tipo técnico que permiten obtener una mayor precisión en el ajuste de la aportación de fertilizantes nitrogenados a los cereales. Estas herramientas se basan en mediciones y balances realizados en cada terreno. Finalmente, es fundamental que la administración facilite a los agricultores la aplicación de las nuevas técnicas.

El periodo de aplicación de los fertilizantes es clave. Una fertilización como la realizada en otoño en la cuenca del Galbarra, con un invierno lluvioso desembocará en la lixiviación y exportación de grandes cantidades de nitrato. De este modo, son muy oportunas las recomendaciones del Código de Buenas Prácticas Agrarias de Navarra (GN, 2005a) que considera innecesaria la aplicación de tres coberteras en el caso del cereal, evitándose principalmente la primera fertilización de noviembre-diciembre, y centrar las aplicaciones en los periodos de ahijado y espigado durante la primavera. Lacasta y Meco (2001) dan un paso más e incluso plantean, tras un estudio energético y económico, que en España sería más rentable que la explotación intensiva actual, una agricultura ecológica de los cereales bien gestionada y sin el aporte de insumos. Otro aspecto que nunca se considera es el aporte extra y significativo de nitrógeno a los cultivos a través de la deposición atmosférica.

Se considera de especial importancia un cambio hacia una buena difusión, formación y ayuda a los agricultores que les permita la aplicación de estas normas y recomendaciones. Los agricultores europeos de cultivos extensivos, además del medio ambiente y de los países empobrecidos (en los casos en los que se ha producido *dumping*), han sido las víctimas de un modelo en el que las grandes multinacionales agroquímicas y agroalimentarias han sido las grandes beneficiadas. Los bajos márgenes de beneficio que producen los cultivos de cereal dificultan que los agricultores puedan absorber los costes de las medidas ambientales (Cassman *et al.*, 2002). Por ese motivo, estos cambios habrán de realizarse de una forma no agresiva y proporcionando al agricultor las facilidades que sean necesarias para que no perciba el respeto al medio ambiente como una amenaza ni una imposición hostil y exista una cooperación por su parte. En este tipo de procesos se debe buscar la colaboración entre los distintos colectivos implicados, utilizando tiempo y recursos y buscando una sensibilización y adquisición real de los conocimientos (Ulén y Kalisky, 2005).

Además de las medidas relacionadas con la agricultura, es importante incidir en la mejora de los antiguos sistemas de depuración de las aguas fecales de los pueblos del

valle del Galbarra (esta mejora se está desarrollando en la actualidad). Como se ha visto en este trabajo, en los periodos secos típicos en el clima Mediterráneo, el impacto de los vertidos es mucho mayor al no existir dilución por parte del agua fluvial debiéndose casi todo el caudal al aporte del vertido. Martí *et al.* (2004) concluyen que el establecimiento de un límite de concentración para los vertidos como única medida de control del vertido, no tiene sentido en este tipo de ecosistemas con importantes periodos secos.

6.5.2 Actuación sobre el transporte

Dentro de una deseable gestión integrada de la cuenca y una vez que se hayan introducido los cambios descritos anteriormente, las siguientes medidas deberían centrarse en una actuación sobre estructuras del paisaje que puedan minimizar el impacto que pese a todo se termine produciendo. La actuación sobre los espacios fluviales será el eje fundamental de las actuaciones, con un objetivo particular — mejorar la probada capacidad de retención de nutrientes de los espacios ribereños y recuperar las funciones ecológicas perdidas dentro del propio río— y con un objetivo general: recuperar el buen estado ecológico de los ríos y las riberas.

En 2007, el Ministerio de Medio Ambiente va a presentar el Plan Nacional de Restauración de Ríos con el objetivo de alcanzar el buen estado ecológico a través de actuaciones integradas, con criterios de sostenibilidad y con la implicación de los diversos colectivos sociales para cumplir finalmente con las demandas de la DMA. Actualmente se están realizando propuestas y aportando metodologías para la mejora de este Plan (González del Tánago y García de Jalón, 2006). Muy probablemente, como las cuencas pequeñas del tamaño de la del Galbarra no han sido registradas como masas de agua por la DMA, pese al impacto detectado, quedarán fuera del alcance de este Plan Nacional.

Al aplicar un hipotético proyecto de restauración de ríos y riberas en la cuenca del Galbarra, el primer paso que se debe dar es el de definir el objetivo que se pretende alcanzar: el estado del río y riberas al que se quiere llegar. En el artículo clásico de Dobson *et al.* (1997), se presentan los conceptos de restauración, rehabilitación y *reclamation*, entendiendo por restauración tan solo aquellas medidas que devuelvan al ecosistema al estado original previo a su degradación, rehabilitación a la mejora de

alguno procesos que acerquen el ecosistema a la situación original y *reclamation* a la introducción de nuevos procesos que, aunque pueden introducir mejoras o servicios, generarán un sistema que avanzará hacia una nueva dirección (Fig. 17).

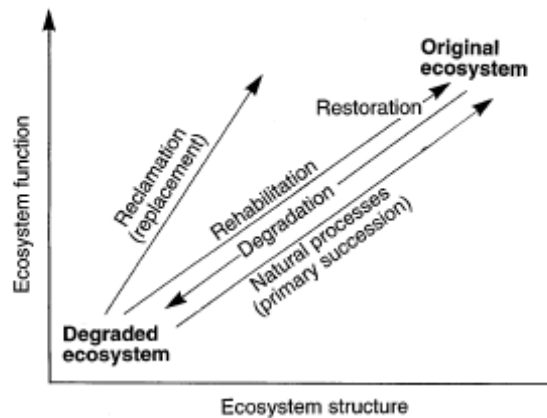


Figura 17. Relación entre la estructura del ecosistema y su función.

La DMA ha apostado por la restauración en sentido estricto estableciéndose unas condiciones de referencia para cada tipología de río (Nijboer *et al.*, 2004). Estas condiciones serán la imagen ideal y sin perturbar de cada tipología de río y por tanto será el objetivo de los proyectos de restauración. Sin embargo, todavía apenas existe consenso sobre cómo definir con realismo el éxito de una restauración (Giller, 2005). La aproximación de cuenca es la consecuencia lógica de la aplicación de los principios fundamentales de la ciencia de los ríos a la filosofía de la restauración de ríos (Harper *et al.*, 1999) y en las pequeñas cuencas como la del Galbarra, una gran cantidad de factores externos al sistema fluvial han de ser tenidos en cuenta en los proyectos de restauración (Yates y Bailey, 2006). Es evidente que por muy exitosa que sea la aplicación de las medidas descritas en la primera parte de esta sección, la agricultura y las poblaciones no van a desaparecer y los impactos asociados, aunque en menor medida, permanecerán. Por ese motivo se considera adecuado plantear los objetivos desde un punto de vista pragmático y realista (Moerke y Lamberti, 2004; Palmer *et al.*, 2005) aspirando más que a una restauración en sentido estricto, a una rehabilitación de las redes de drenaje con el objetivo de mejorar procesos relacionados con la retención de nutrientes y aumentar finalmente la integridad ecológica del sistema. Estas actuaciones por sí solas no representan la recuperación completa de los procesos fluviales, pero sin duda mejoran el funcionamiento del río y su grado de naturalidad (“renaturalización”), propiciando la

recuperación gradual de las formas y el aumento de su complejidad ecológica (González del Tánago, 2004)

En los últimos años está habiendo una transición en el modelo o perspectiva que se aplica a la hora de llevar a cabo un proyecto de restauración o rehabilitación. En el modelo tradicional basado en la ingeniería (*Engineerin-based approach*) los proyectos se caracterizan por tener objetivos singulares y concretos que se desarrollan tan solo por ingenieros, a una escala de tiempo hidráulica, que se suelen mantener por personas distintas de las que realizaron el proyecto inicial y que se desarrollan de una manera poco participativa. La otra cara de la moneda es la aproximación ecosistémica (*Ecosystem-based approach*) cuyos proyectos se caracterizan por tener objetivos complejos, desarrollados por grupos multidisciplinares, a una escala de tiempo geomorfológico, con planes de mantenimiento tras los trabajos iniciales y desarrollados con la participación pública de diversos colectivos (Hillman y Brierley, 2005). Un ejemplo de propuestas basadas en la primera perspectiva puede ser el de restaurar las riberas con el único objetivo de reducir la erosión y aporte de sedimentos de la agricultura. Trimble (1997) y Lyons *et al.* (2000) recomiendan “restaurar” riberas con herbáceas en lugar de con árboles e incluso remplazar los bosques ribereños por herbazales ribereños ya que los bosques pueden favorecer la erosión de márgenes y son menos efectivos en la retención de sedimentos. En este caso se plantea una actuación con un único objetivo que olvida todo el resto de beneficios que para el ecosistema produce una vegetación ribereña compleja. En la cuenca del Galbarra se considera más adecuado apostar por el segundo modelo ya que rehabilitando la heterogeneidad y complejidad del sistema se obtendrán muchos beneficios ecológicos entre los que se encuentra también el procesado de los nutrientes (Sweeney *et al.*, 2004).

El primer paso al empezar un proyecto de restauración es estudiar cuáles son los factores limitantes que impiden que un río o ribera pueda alcanzar su estado ideal o por lo menos el estado al que se pretende llegar (García de Jalón, 2003). Los resultados del Capítulo 6 indican que la geomorfología de la red de drenaje del Galbarra ha sido históricamente alterada, lo que ha desembocado en una alteración de los mecanismos que disipan la energía cinética y el exceso de esta ha dañado la estructura física del río produciendo la excavación de los cauces. Restaurar esta estructura y recuperar el equilibrio geomorfológico será el primer paso inexcusable si se pretende conseguir una rehabilitación perdurable. Para lograr este objetivo el río debe recuperar su espacio

natural, recuperando el máximo espacio ribereño posible (González del Tánago y García de Jalón, 1995) y la morfología en planta. Este último paso requerirá una primera actuación importante ya que implica la reconstrucción de la sinuosidad perdida y se deberá realizar empleando medidas lo menos agresivas posibles (*soft engineering*; Newbury y Gaboury, 1993). Otras acciones como el rebajado de la pendiente de los taludes son también necesarias en algunos tramos.

En estos proyectos se debe plantear el trabajo *a favor de la corriente* (García de Jalón, 2003), lo que quiere decir que se debe aprovechar la fuerza hidráulica a nuestro favor potenciando los procesos de autorecuperación y favoreciendo la colonización natural. Uno de los criterios que valoran el éxito de una restauración (Palmer *et al.*, 2005) y que se considera fundamental en este caso, es conseguir la autosostenibilidad y resiliencia a las perturbaciones con el mínimo mantenimiento. Con un trabajo de rehabilitación *a favor de la corriente* en el que se recupere el equilibrio geomorfológico, el río recupere espacio para discurrir y establecer sus riberas, se cumplirá muy probablemente este criterio y el sistema comenzará a recuperar la heterogeneidad de habitats y procesos entre los que se encuentra el procesado de los nutrientes.

Otro tipo de actuaciones posibles entran dentro del área de la ingeniería ecológica. Los humedales artificiales, las balsas de decantación o los filtros verdes son instalaciones con alta capacidad de retención de nutrientes. Son muy útiles y se emplean cada vez más para el control de la contaminación agraria difusa (Kuusemets y Mander, 2002; Fink y Mitsch, 2004). Se suelen ubicar en las desembocaduras de pequeños ríos o en pequeñas depresiones del terreno en áreas muy impactadas por la agricultura. En cuencas no extremadamente deterioradas como la de Galbarra, se considera excesiva la implantación de humedales artificiales en la desembocadura de los tributarios. Este tipo de actuaciones requieren un estudio previo de evaluación de los posibles impactos y de localización exacta ya que pueden originar una alteración sobre la dinámica general del sistema fluvial. Sin embargo sí se considera adecuada la implantación de filtros verdes como complemento muy útil para los sistemas de depuración de los focos urbanos puntuales.

Sintetizando, es necesaria la aplicación de un plan integrado de Gestión de la cuenca del Galbarra con vistas a minimizar los problemas detectados en esta tesis ya que este

territorio ha quedado fuera de las mejoras propuestas para las masas de agua de la DMA, las Zonas Vulnerables de la Directiva de Nitratos y la Red Natura 2000. El paso fundamental es actuar sobre las fuentes introduciendo un plan que gestione y optimice la fertilización y que se desarrolle a partir de la colaboración entre los agricultores y las administraciones. Por otro lado, es muy recomendable rehabilitar las redes hidrográficas de la cuenca. Esta rehabilitación ha de comenzar por recuperar el equilibrio geomorfológico perdido y el espacio para las riberas.

De este modo, se debe apostar por una gestión integrada de la cuenca que no tenga solo en cuenta la productividad de los cultivos sino que valore, restaure y conserve el capital ecológico de los agroecosistemas tal y como proponen Foley *et al.* (2005) en un modelo de gestión que mantenga los cultivos pero con los servicios ambientales de los ecosistemas restaurados (Fig. 18) en el que se pierde una porción de la producción y pero se obtiene una gran cantidad de beneficios para toda la sociedad. Un modelo que Gregory *et al.* (2002) han definido acertadamente como la *Revolución Doblemente Verde*.

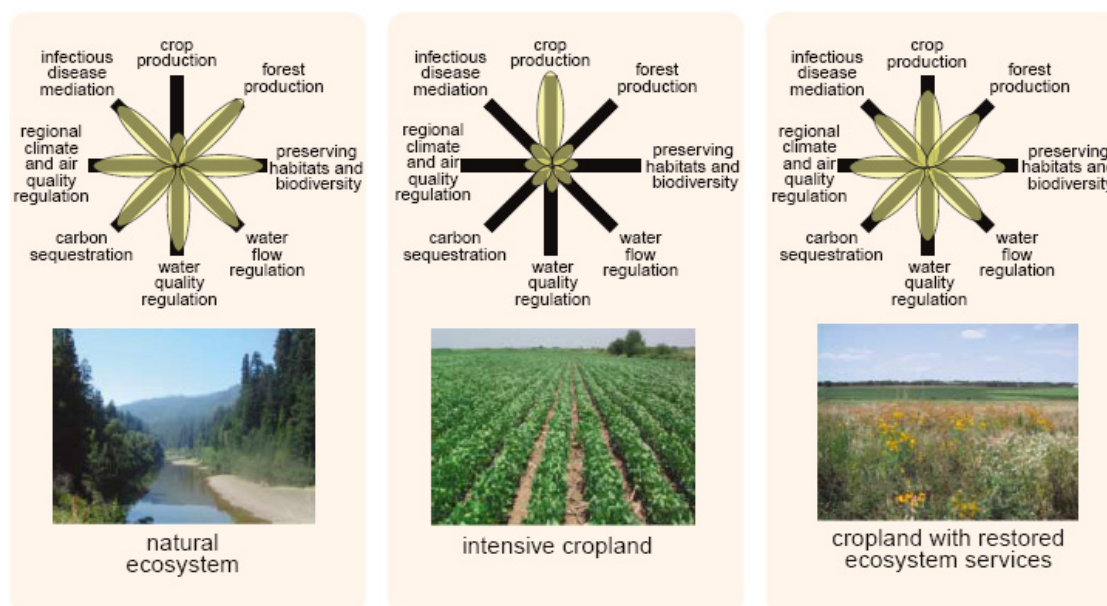


Figura 18. Modelo conceptual en el que se exponen los distintos beneficios que generan tres modelos de ecosistema diferentes: ecosistema natural, agrosistema intensificado y agrosistema con servicios ambientales restaurados (Foley *et al.*, 2005).

6.6 Conclusiones

- Los resultados de la primera parte del capítulo muestran la existencia de un gran cambio en el paisaje de la cuenca del Galbarra atribuible a un cambio en el modelo agrícola producido en el último tercio del siglo XX. Los principales cambios detectados han sido el aumento del tamaño de las parcelas agrícolas debido a la concentración parcelaria y una pérdida y rectificación de la red de drenaje. Se ha calculado una pérdida de la red del 20% en los últimos 30 años de la que un 75% corresponde a una desaparición de tramos y un 25% a la pérdida de sinuosidad por la rectificación de tramos.
- Muchas de las secciones de los tramos estudiados presentan un importante grado de excavamiento, muy probablemente asociado a la pérdida de la capacidad de disipar la energía del agua, consecuencia de la pérdida de tramos y la rectificación.
- La anchura de las riberas es menor de lo deseable, aunque nunca se han perdido por completo, existiendo siempre por lo menos 1 o 2 metros por cada margen, lo que permite el asentamiento al menos de una hilera de árboles. La reducción de la franja riparia se debe con seguridad al acoso producido por los cultivos.
- La cobertura de vegetación es por lo general aceptable y aunque esto supone una protección frente a la erosión, la morfología de la sección indica que muchos de los fenómenos erosivos ya se han producido.
- Se ha detectado la existencia de tres tipos de formaciones riparias: riberas *arbóreo-arbustivas*, riberas *herbáceo-espinosas* y riberas *heterogéneas*. Las riberas del primer grupo son por lo general mas anchas, caudalosas y están menos excavadas. Las riberas de segundo grupo son siempre excavadas, estrechas y por lo general impenetrables.
- Los resultados del ICH muestran que el estado de degradación de los hábitats fluviales del Galbarra no es extremo (rango 77 – 168 y 129 de mediana). Esto sitúa a la calidad general de los tramos en la categoría *Sub-Óptima* y tan solo un 22 % de los tramos obtienen una puntuación *Pobre*. Pese a todo, en cada tramo, existen una serie de parámetros específicos que indican una degradación. La variabilidad de los parámetros *Sustrato disponible para la epifauna*, *Regímenes*

de velocidad/profundidad, Frecuencia de rápidos, Obliteración del lecho, Deposición de sedimentos y Anchura de riberas es la que mejor explica la puntuación final obtenida en este índice. Las bajas puntuaciones obtenidas en estos parámetros en algunos de los tramos, son consecuencia segura del excavamiento de los cauces, la pérdida de espacio ripario y el aporte de sedimentos de origen agrícola.

- En general son los tramos con vegetación *Arbóreo-Arbustiva*, más anchos y caudalosos situados en las partes medias y bajas, los que presentan mejores puntuaciones en el índice. Sin embargo, el tramo 3 situado en cabecera antes de las zonas agrícolas y urbanas, presenta una calidad *Óptima*. Estos resultados, indican que son los arroyos más pequeños los menos resistentes a las perturbaciones y los más susceptibles a ser modificados con cualquier objetivo agrícola.
- Los resultados de esta valoración son congruentes con lo propuesto en otros trabajos que, en cuencas con una superficie agrícola y urbana como la de la cuenca del Galbarra, los resultados de los índices de calidad son similares, es decir, una calidad media *Sub-Óptima*. Además, en Galbarra, aunque sí existe intensificación agraria, no existen regadíos ni canalizaciones, los días de labor son muy pocos al año y no se realizan quemas de los ecotonos ribereños. Si ese produjeran estas situaciones considerando una misma superficie de cultivo, las puntuaciones serían con seguridad inferiores.
- El índice no ha recogido el estado de degradación de los procesos asociados al ciclo del nitrógeno observado en la primera parte de esta tesis. En ocasiones futuras, para un trabajo como este, se recomienda trabajar con indicadores más específicos de este tipo de alteraciones.
- La cuenca del Galbarra (y muchas otras de magnitud similar), no ha sido considerada como masa de agua en la DMA. Además, por no tener un grado de contaminación extremo por nitratos, no ha sido declarada Zona Vulnerable de Nitratos. Tampoco ha sido incluida dentro de la Red Natura 2000. Por este motivo, no se llevarán a cabo una serie de medidas con el objetivo de mejorar el buen estado ecológico de los ríos contempladas en la DMA, ni será necesaria la aplicación de medidas correctora especiales en relación a la aplicación de

fertilizantes que contempla la Directiva de Nitratos para las Zonas Vulnerables, ni se aplicarán las medidas de protección de la Red Natura.

- Pese a esto, el gran aporte y exportación de nutrientes observado en la cuenca del Galbarra en este trabajo, plantea la necesidad de la implementación de un plan de gestión integrada en este tipo de cuencas con el objetivo de minimizar el problema. Las medidas a aplicar han de actuar sobre el origen de los nutrientes y sobre el transporte.
- Por un gran número de motivos, se considera de especial importancia el desarrollo de programas específicos que optimicen la aplicación de los fertilizantes. La fertilización de invierno de los cereales puede ser reducida considerablemente o incluso eliminada. Se recomienda la aplicación de los códigos de buenas prácticas, la implementación de sistemas de fertilización específicos para cada zona, con la utilización de las nuevas herramientas de análisis y control disponibles en la actualidad. La introducción de estos cambios, ha de hacerse con la colaboración de los distintos colectivos implicados y con una buena difusión, formación y ayuda a los agricultores.
- Se considera fundamental la mejora de los sistemas de depuración de los pueblos que suponen un aporte de nutrientes permanente durante todo el año.
- La otra cara del plan de gestión consiste en la restauración o rehabilitación de las riberas y los ríos de la cuenca con el objetivo particular de mejorar los procesos de retención y procesamiento de los nutrientes y con el objetivo general de recuperar su buen estado ecológico. En la cuenca del Galbarra se considera que el primer paso en este sentido, si se quiere conseguir una restauración perdurable, es recuperar el equilibrio geomorfológico perdido por la alteración producida en los últimos 30 años. Para ello inicialmente habrá que recuperar el espacio natural para discurrir el río, recuperar el espacio ribereño perdido y suavizar la morfología abrupta de la sección.

Conclusiones generales

1. Se ha estimado una deposición atmosférica húmeda y seca de DIN entre 8 y 21 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ lo que sitúa a la cuenca del Galbarra en el rango a partir del cual se puede producir una exportación de nitrógeno dependiente de la deposición.
2. En el agua de lluvia siempre ha sido el amonio la especie dominante de DIN, con una relación media nitrato:amonio de 0.4, característica de cuencas con focos agropecuarios dominantes.
3. Se da una importante retención del DIN depositado por la lluvia en las cuencas de cabecera que no se encuentran en un estado de avanzada saturación.
4. Se ha detectado un incremento de DIN y fosfato en las aguas de escorrentía y de infiltración en los cultivos en relación al agua de lluvia.
5. La vía principal de exportación de DIN es el drenaje subsuperficial desde los cultivos, sobre todo en forma de nitrato disuelto. Los periodos invernales son los periodos críticos de exportación por drenaje subsuperficial. Las condiciones especialmente húmedas del invierno 2002-03 favorecieron la importante exportación de nitrógeno estimada (65-75 kg/ha en 6 meses).
6. La precipitación y adsorción del fósforo en las capas superficiales del suelo han podido producir la ausencia de detección de fosfato en el agua de infiltración. La exportación de P en el agua de escorrentía durante el periodo de estudio se ha estimado entre 0.3 y 1 kg/ha. Todo parece indicar que la contaminación por fósforo no es un problema importante en la cuenca.
7. El nitrato es la forma de DIN predominante en las aguas fluviales de la cuenca del Galbarra con una relación 32:1 (mediana) sobre el amonio. El nitrito es la forma de DIN menos abundante. La cantidad de DIN es muy superior a la del fosfato disuelto, con una relación 200:1 (mediana).
8. Las concentraciones de nitrato en la desembocadura del río Galbarra no llegan a ser tan importantes como las de cuencas más intensamente explotadas, aunque superan ampliamente a los de cuencas no antropizadas incluso con fuentes significativas atmosféricas o litológicas.
9. La desembocadura del río Galbarra presenta elevados niveles de nitrato, similares a los de tramos de órdenes muy superiores del resto de la cuenca del Ega.

10. Las concentraciones y flujos de nitrato, y por tanto de DIN, de las aguas fluviales de la cuenca del Galbarra han presentado un claro patrón temporal en el periodo de estudio con máximos en diciembre tras la fertilización y las lluvias, con una disminución progresiva hacia el estiaje.
11. La dinámica del nitrato en las aguas fluviales se encuentra profundamente controlada por los aportes agrícolas. Debido a la asincronía entre los periodos de mayor transporte y aquellos en los que los ecosistemas pueden ejercer un mayor control sobre los nutrientes, los meses de invierno tras la fertilización y las lluvias son especialmente críticos para la exportación de nitrato desde los cultivos al río.
12. La vía subsuperficial de nitrato desde los cultivos a los ríos está controlada por el volumen de la infiltración, por la cantidad de nitrato disponible en el suelo y por el control ejercido por la biota característica de las distintas unidades del paisaje, variable en función del momento.
13. En los periodos de aguas bajas los vertidos urbanos tienen cobran importancia.
14. La dinámica del amonio está controlada por los vertidos urbanos y por su dilución y procesado en el río. En algunas ocasiones de fuertes precipitaciones se satura la capacidad del territorio para retener amonio suponiendo la lluvia un aporte momentáneo de amonio al río.
15. El río Galbarra ha mostrado una elevada capacidad para procesar amonio, aunque considerando el DIN, se comprueba una tendencia al enriquecimiento progresivo de cabecera a desembocadura.
16. La dinámica del fosfato está controlada por los vertidos urbanos y por su dilución y procesado en el río, al igual que ocurre con el amonio.
17. El fosfato en el río ha mostrado dos dinámicas diferentes, una previa a las lluvias invernales y otra posterior. En la primera, antes de diciembre, con los caudales bajos, la retención de fosfato es menor, las concentraciones en las aguas fluviales son mayores, con una tendencia significativa a aumentar la concentración de cabecera a desembocadura. En la segunda, tras la riada se produce un aumento de la capacidad de retención, una disminución general de las concentraciones y una drástica disminución o desaparición de la tendencia a aumentar la concentración según discurren las aguas. Todo parece indicar que se

- produce una recuperación de la capacidad de procesar fosfato, probablemente debida a una renovación de los sedimentos.
18. La importante capacidad de retener fosfato que se está produciendo en los cauces en determinadas situaciones, parece quedar compensada por grandes exportaciones en momentos de fuertes caudales, lo que indicaría que la retención es solamente temporal.
 19. Sería recomendable controlar los niveles de DIN en las aguas del acuífero kárstico, dados los fuertes indicios de aportes desde el río detectados el tramo de desembocadura del Galbarra.
 20. El cambio de modelo agrícola del último tercio del siglo XX ha producido un aumento del tamaño de las parcelas agrícolas y una pérdida y rectificación tramos fluviales. Se ha calculado una pérdida de la red de un 20% de su distancia lineal en los últimos 30 años: el 75% por desaparición de tramos y el 25% por rectificación.
 21. Las principales consecuencias han sido el excavamiento de los cauces debido a la alteración de la red, la reducción de la franja riparia hasta uno o dos metros debida la presión agrícola. Se han detectado indicios de erosión manifestados por una fuerte deposición de sedimentos en algunos tramos de la red.
 22. Es necesario implementar planes integrados de gestión para este tipo de cuencas que quedarán fuera de los futuros planes de restauración y gestión, ya que no quedan contempladas por la DMA como *masas de agua*, ni por la Directiva de Nitratos como *zonas vulnerables*, ni han sido incluidas en la red Natura 2000.
 23. Se propone como paso prioritario actuar sobre las fuentes antrópicas de los nutrientes mediante planes de gestión para optimizar la fertilización con la colaboración entre agricultores y administraciones. Sería muy recomendable rehabilitar la red hidrográfica de la cuenca, comenzando por la recuperación del equilibrio geomorfológico y del espacio adecuado para que las riberas puedan cubrir su función.
 24. Los resultados de esta tesis muestran el interés que tienen los trabajos multidisciplinares y multi-escala para la comprensión del funcionamiento de este tipo de fenómenos en una cuenca hidrográfica. Por este motivo, de cara al futuro

se recomienda la creación de equipos multidisciplinares que aborden estudios similares con muchos más medios y especialistas implicados.

Referencias

- Aber, J. D., Nadelhoffer, K. J., Steudler, P. y Melillo, J. M. (1989) Nitrogen Saturation in Northern Forest Ecosystems. *BioScience* 39(6): 378-386.
- Aber, J., McDowell, W., Nadelhoffer, K., Magill, A., Berntson, G., Kamakea, M., McNulty, S., Currie, W., Rustad, L. y Fernández, I. (1998) Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *BioScience* 48(11): 921-934.
- Aber, J. D., Goodale, C. L., Ollinger, S. V., Smith, M., Magill, A. H., Martin, M. E., Hallett, R. A. y Stoddard, J. L. (2003) Nitrogen pollution in the northeastern United States: Sources, effects, and management options *BioScience* 53: 375-389.
- Alba-Tercedor, J. y Sánchez-Ortega, A. (1988) Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica* 4: 51-56.
- Alexander, R. B., Smith, R. A. y Schwarz, G. E. (2000) Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403: 758-761.
- Allan, J. D., Erickson, D. L. y Fay, J. (1997) The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149-161.
- Allan, J. D. (2004a) Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. *Limnetica* 23(3-4): 187-198.
- Allan, J. D. (2004b) Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 35: 257-284.
- Alloush, G. A., Boyer, D. G., Belesky, D. P. y Halvorson, J. J. (2003) Phosphorus mobility in a karst landscape under pasture grazing system. *Agronomy* 23: 593-600.
- Allué-Andrade, J. L. (1990) *Atlas fitoclimático de España, taxonomías*. MAPA. Madrid.
- Alonso, A. (2005) Valoración de la degradación ambiental y efectos ecotoxicológicos sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. Tesis Doctoral. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares (Madrid).
- Álvarez-Cobelas, M., Muñoz-Ruiz, P. y Rubio-Olmo, A. (1991) *La eutrofización en las aguas continentales españolas*. Henkel Iberica, S.A. Barcelona.
- Álvarez-Cobelas, M., Rojo, C. y Angeler, D. G. (2005) Mediterranean limnology: current status, gaps and the future. *Journal of Limnology* 64(1): 13-29.
- Anderson, K. A. y Downing, J. A. (2006) Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen, phosphorus and silicon in an agricultural region. *Water, Air and Soil Pollution* 176: 351-374.
- APHA (1980) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works and Association Water Pollution Control Federation. Washington.
- Arbuckle, K. E., y Downing, J. A. (2001) The influence of watershed land use on lake N:P in a predominantly agricultural landscape. *Limnology and Oceanography* 46(4): 970-975.
- Arreghini, S., de Cabo, L., Seoane, R., Tomazin, N., Serafini, R. y de Iorio, A. F. (2005) Influence of rainfall on the discharge, nutrient concentrations and loads of a stream of the "Pampa Ondulada" (Buenos Aires, Argentina). *Limnetica* 24(3-4): 225-236.
- Asner, G. P., Townsend, A. Riley, W. J., Matson, P. A., Neff, J. C. y Cleveland, C. C. (2001) Physical

- and biogeochemical controls over terrestrial ecosystem responses to nitrogen deposition *Biogeochemistry* 54(1): 1-39.
- Austin, A. T., Howarth, R. W., Baron, J. S., Stuart Chapin III, F., Chirstensen, T. R., Holland, E. A., Ivanov, M. V., Lein, A. Y., Martinelli, L. A., Melillo, M. J. y Chao, S. (2003) Human disruption of elements interactions: drivers, consequences, and trends for the Twenty-first Century. En: M. J. Melillo, C. B. Field y B. Molda (eds.) *Interactions of the major biogeochemical cycles*, pp. 15-45. SCOPE. Island Press. Washington DC.
- Baessler, C. y Klotz, S. (2006) Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. *Agriculture, Ecosystems y Environment* 115: 43-50.
- Barbour, M. T. (1997) Measuring the health of aquatic ecosystems using biological assessment techniques: a national perspective. *Proceedings of the Engineering Foundation Conference*: 18-33.
- Barbour, M. T., Gerristen, J., Snyder, B. D. y Stribling, J. B. (1999) *Rapid bioassessment protocols for use in streams and vadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. Second Edition. Environmental Protection Agency. Washington DC
- Barbour, M. T., Plafkin, J. L., Bradley, B. P., Graves C. G. y Wisseman, R. W. (1992) Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: Metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11: 437-449.
- Basnyat, P., Teeter, L., Lockaby, B.G. y Flynn, K.M. (2000) Land Use Characteristics and Water Quality: a Methodology for Valuing of Forested Buffers. *Environmental Management* 26(2): 153-161.
- Baudry, J. (2003) Agricultura, paisaje y conectividad. En: M. R. García Mora (ed.). *Conectividad Ambiental: Las Áreas Protegidas en la Cuenca Mediterránea*, pp. 71-82. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Beaudoin, N., Saad, J. K., Van Laethem, C., Machet, J. M., Maucorps, J. y Mary, B. (2005) Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystems y Environment* 111: 292-310.
- Becker, A. (1992) Criteria for hydrologically sound structuring of large scale surface process models. In: *Advances in theoretical hydrology*, ed. J. P. O'Kane, pp. 97-111. Amsterdam: Elsevier.
- Bellos, D., Sawidis, T. y Tsekos, I. (2004) Nutrient chemistry of River Pinios (Thessalia, Greece). *Environment International* 30(1): 105-115.
- Beman, J. M., Arrigo, K. R. y Matson, P. A. (2005) Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434: 211-214.
- Benda, L., Andras, K., Miller, D. y Bigelow, P. (2004a) Confluence rivers: Interactions of basin scale, network geometry, and disturbance regimes. *Water Resources Research* 40: W05402.
- Benda, L., Poff, L., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pess, G. y Pollock, M. (2004b) The Network Dynamics Hypothesis: How channel networks structure riverine habitats. *BioScience* 54(5): 413-427.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. y Wilson, J. D. (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18(4): 182-188.
- Berka, C., Schreier, H. and Hall, K. (2001) Linking water quality with agricultural intensification in a rural watershed. *Water Air and Soil Pollution* 127: 389-401.
- Bernal, S., Butturini, A. y Sabater, F. (2005) Seasonal variations of dissolved nitrogen and DOC:DON ratios in an intermittent Mediterranean stream. *Biogeochemistry* 75: 351-372.

- Bernal, S., Butturini, A., Nin, E., Sabater, F. y Sabater S. (2003) Leaf Litter Dynamics and Nitrous Oxide Emission in a Mediterranean Riparian Forest: Implications for Soil Nitrogen Dynamics. *Journal of Environmental Quality* 32: 191-197.
- Bernáldez, F. G. (1991) Ecological consequences of the abandonment of traditional land use systems in central Spain. *Options Méditerranéennes* 15: 23-29.
- Bernot, M. y Dodds, W. K. (2005) Nitrogen retention, removal, and saturation in lotic ecosystems. *Ecosystems* 8: 442-453.
- Beschta, R. L. y Platts, W. S. (1986) Morphological features of small streams: significance and function. *Water Resources Bulletin* 22(3): 369-379.
- Beyers, D. (1998) Causal inference in environmental impact studies *Journal of the North American Benthological Society* 17(3): 367-373.
- Bielek, P. (1998) Nitrate in nature: product of soil cover. *Environmental Pollution* 102(S1): 527-530.
- Bienes, R., Marqués, M. J., Jiménez, L., Pérez, R., Díez-Mayans, C. y García-Hormaechea, S. (2003) Contaminación difusa generada por la aplicación de purín. En: R. Bienes y M. J. Marqués (eds.) *I Simposio Nacional sobre Control de la Erosión y Degradación del Suelo*, pp. 409-415. Madrid.
- Biurrun I. (1999) Flora y vegetación de los ríos y humedales de Navarra. *Guineana* 5: 1-342.
- Bormann, B. T. y Likens, G. E. (1967) Nutrient Cycling. *Science* 155: 424-429.
- Boumans, L., Fraters, D., Van Dreht, G. (2004) Nitrate leaching by atmospheric N deposition to upper groundwater in the sandy regions of the Netherlands in 1990. *Environmental Monitoring and Assessment* 93: 1-15.
- Bowes, M. J., House, W. A. y Hodgkinson, R. A. (2003) Phosphorus dynamics along a river continuum. *Science of the Total Environment* 313: 199-212.
- Bowes, M. J., Leach, D. V. y House, W. A. (2005) Seasonal nutrient dynamics in a chalk stream: the Rives Frome, Dorset, UK. *Science of the Total Environment* 336: 225-241.
- Bowman, W. D., Gartner, J. R., Holland, K. y Wiedermann, M. (2006) Nitrogen critical loads for alpine vegetation and terrestrial ecosystem response: are we there yet? *Ecological Applications* 16(3): 1183-1193.
- Boyer, E. W., Goodale, C. L., Jaworski, N. A. y Howarth, R. W. (2002) Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57/58: 137-169.
- Braun-Blanquet (1923) *L'origine et développement des flores dans le Massif Central de France*. Lyon: Armáis.
- Brierley, G. J. y Fryirs, K. A. (2005) *Geomorphology and river management. Applications of the river styles framework*. Oxford: Blackwell Publishing.
- Brookes, A. (1988) *Channelised rivers: perspectives in environmental management*. Chichester: John Wiley.
- Burns, D. A. (1998) Retention of NO₃⁻ in an upland stream environment: A mass balance approach. *Biogeochemistry* 40: 73-96.
- Butturini, A. (2005) Uncertainty of solute flux estimation in ungauged small streams: potential implications for input-output nutrient mass balances at stream reach scale. *Hydrology and Earth System Sciences* 9(6): 675-684.
- Butturini, A. y Sabater, F. (1998) Ammonium and phosphate retention in a Mediterranean stream:

- hydrological versus temperature control. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1938-1945.
- Butturini, A. y Sabater, F. (1999) Importance of transient storage zones for ammonium and phosphate retention in sandy-bottom Mediterranean stream. *Freshwater Biology* 41: 593-603.
- Butturini, A. y Sabater, F. (2002) Nitrogen concentrations in a small Mediterranean stream: 1. Nitrate 2. Ammonium. *Hydrology and Earth System Sciences* 6(3): 539-550.
- Butturini, A., Bernal, S., Nin, E., Helling, C., Rivero, L., Sabater, S. y Sabater F. (2003) Influences of the stream ground water hydrology on nitrate concentration in unsaturated riparian area bounded by an intermittent Mediterranean stream. *Water Resources Research* 39(4): SBH 12-1 – SBH 12-7.
- Butturini, A., Gallart, F., Latron, J., Vazquez, E. y Sabater, F. (2006) Cross-site comparison of variability of DOC and nitrate c-q hysteresis during the autumn-winter period in three Mediterranean headwater streams: a synthetic approach. *Biogeochemistry* 77: 327-349.
- Camargo, J. y Alonso, A. (2006) Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International* 32: 831-849.
- Camargo, J. A., Alonso, A. y Salamanca, A. (2005) Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58: 1255-1267.
- Cameron, K. C., Smith, N. P. Mclay, C. D. A, Fraser, P. M., McPherson, R. J., Harrison, D. F. y Harbottle, P. (1992) Lysimeters without edge flow: an improved design and sampling procedure. *Soil Science Society of America Journal* 56: 1625-1628.
- Campos F., Lekuona J. M., García-Fresca C., Oscoz J., Miranda R., De la Riva C. y Escala, M. C. (1997) Annual variation of the fish community composition in the Urederra river (Navarra, Spain). *Limnetica* 13: 25-29.
- Capone, D. G., Popa, R., Flood, B. y Neelson, K. H. (2006) Follow the nitrogen. *Science* 312: 708-709.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correl, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N. y Smith, V. S. (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8(3): 559-568.
- Casado, H., Encinas, D. y Lacaux, J. P. (1996) Relationships between the atmospheric particulate fraction and the ionic content of precipitation in an area under influence of waste incinerator located in the Basque Country (Spain). *Atmospheric Environment* 30(10-11): 1537-1542.
- Cassman, K. G., A. Dobermann, D. T. Walters (2002) Agroecosystems, nitrogen-use efficiency and nitrogen management. *AMBIO* 31(2): 132-140.
- Cassman, K. G., Dobermann, A., Walters, D. T. y Yang, H. (2003) Meeting Cereal Demand While Protecting Environmental Quality. *Annual Review of Energy and Environment* 28: 315-358.
- CHEBRO (Confederación Hidrográfica del Ebro) (2003) *Definición de la red de nitratos en aguas subterráneas, muestreo y determinaciones "in situ", en la Cuenca del Ebro*. CHEBRO. Zaragoza.
- CHEBRO (Confederación Hidrográfica del Ebro) (2004) *Red Integrada de Calidad de las Aguas (Red ICA). Informe anual 2004*. CHEBRO. Zaragoza.
- Clark, G. M., Mueller, D. K. and A. Mast (2000) Nutrient concentrations and yields in undeveloped stream basins of the United States. *Journal of the American Water Resources Association* 36(4): 849-860.
- Cobertera, E. (1993) *Edafología aplicada*. Cátedra. Madrid.
- Corley, C. J., Frasier, G. W., Trilica M.J., Smith F.M., Taylor, M. (1999) Technical Note: Nitrogen and

- phosphorus in runoff from 2 montane riparian communities. *Journal of Range Management* 52(6): 600-605.
- Costa, M., Morla, C. y Sainz, H. E. (1998) *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Editorial Planeta, S.A. Barcelona.
- David, M. B., Gentry, L. E., Kovacic, D. A. y Smith, K. M. (1997) Nitrogen balance in and export from an agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality* 26: 1038-1048.
- Dewalle, D. R., Buda, A. R., Eismeier, J. A., Sharpe, W. E., Swistock, B. R., Craig, P. L. y O'Driscoll, M. A. (2005) Nitrogen cycling on five headwater forested catchments in Mid-Appalachians of Pennsylvania. *IAHS-AISH Publication* 294: 29-36.
- Di, H. J. y Cameron, K. C. (2002) Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46: 237-256.
- Díez, J. A., Caballero, R., Roman, R., Tarquis, A., Cartagena, M. C. y Vallejo, A. (2000) Integrated fertilizer and irrigation management to reduce nitrate leaching in Central Spain. *Journal of Environmental Quality* 29: 1539-1547.
- Díez-Mayáns, C. y Bienes, R. (2003) Evolución de la contaminación por nitratos, nitritos y amonio en los ríos Henares, Tajuña, Jarama y Tajo de la Comunidad de Madrid. En: R. Bienes y. M. J. Marqués (eds.). *I Simposio nacional sobre el control de la erosión y degradación del suelo*, pp. 143-148. Madrid.
- Dise, N. B. y Wright, R. F. (1995) Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management* 71: 153-161.
- Dise, N. B., Matzner, E. y Gundersen, P. (1998) Syntesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 105: 143-154.
- DNMAOTVGN (Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda del Gobierno de Navarra) (2000) *Estudio de las riberas del Ega y Urederra para su recuperación ambiental*. Gobierno de Navarra. Pamplona.
- DNMAOTVGN (Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda del Gobierno de Navarra) (2003) *Flujos transversales de nutrientes en el sistema Ega-Urederra y relaciones con la recuperación ambiental de sus riberas. Proyecto FLUNEGA*. Autores: E. Martínez-Conde y J. V. Rovira. Contrato 94/2000. Universidad Complutense de Madrid. Gobierno de Navarra. Pamplona.
- Dobson, A. P., Bradshaw A. D. y Baker A. J. M. (1997) Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science* 227: 515-521.
- Dodds, W. K. y Oakes, R. M. (2006) Control on nutrients across a prairie stream watershed: land use and riparian cover effects. *Environmental Management* 37(5): 634-646.
- Dodds, W. K., Lopez, A. J., Bowden, W. B., Gregory, S., Grimm, N. B., Hamilton, S. K., Hershey, A. E., Martí, E., McDowell, W. H., Meyer, J. L., Morrall, D., Mulholland, P. J., Peterson, B. J., Tank, J. L., Valett, H. M., Webster J. y Wollheim, W. (2002) N uptake as function of concentration in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 21(2): 206-220.
- Doménech, X. (2000) *Química del suelo. El impacto de los contaminantes*. Miraguano Ediciones. Madrid.
- Donner, S. (2003) The impact of cropland cover on nutrient levels in the Mississippi River Basin. *Global Ecology y Biogeography* 12: 341-355.
- Donohue, I., McGarriglec, M. L. y Mills, P. (2006) Linking catchment characteristics and water chemistry

- with the ecological status of Irish rivers. *Water Research* 40: 91-98.
- Dorioz, J. M., Cassell, E. A., Orand A. y Eisenman K. G. (1998) Phosphorus storage, transport and export dynamics in The Foron River watershed. *Hydrological Processes* 12: 285-309.
- Downs, P. W., Skinner, K. S. y Kondolf, G. M. (2002) River and streams. En: M. R. Perrow y A. J. Devy (eds.), *Handbook of Ecological Restoration (Volumen II)* pp. 267-296. Cambridge: Cambridge University Press.
- Doyle, W. M., Stanley, E. H., y Harbor J. M (2003) Hydrogeomorphic controls on phosphorus retention in streams. *Water Resources Research* 36(6): HWC11-HCW117.
- Duck, R. W. y Mcmanus J. (1990) Relationships between Catchment Characteristics, Land Use and Sediment Yield in the Midland Valley of Scotland. En: ed. J. Boardman, I. D. L. Foster y J. A. Dearing (eds.). *Soil Erosion on Agricultural Land* pp. 285-299. John Wiley & Sons Ltd. London
- Durand, A. I. e Ipiña, S. L. (1994) *Introducción a la teoría de la probabilidad y la inferencia estadística*. Editorial Rueda. Madrid.
- Earl, S. R., Valett, H. M. y Webster, C. P. (2006) Nitrogen saturation in stream ecosystems. *Ecology* 87(12): 3140-3151.
- EEA (European Environment Agency) (2003) El estado del agua en Europa. *EEA briefing* 1.
- EEA (European Environment Agency) (2005) Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment. En: p. Report nº 7/2005. Copenhagen.
- EEA (European Environment Agency) (2006) Evaluación de la integración medioambiental en la política agrícola de la UE. *EEA briefing* 01/2006.
- Einsiedel, F., Maloszewski P., y Stichler, W. (2005) Estimation of denitrification potential in a karst aquifer using the ^{15}N and ^{18}O isotopes of NO_3^- . *Biogeochemistry* 72: 67-86.
- Elena-Rosselló, R. (2003) Monitorización de los paisajes rurales españoles desde 1956 a 1998. En: A. Gómez Sal, P. Sastre, J. A. Atauri y C. Martínez (eds.). *II Jornadas Ibéricas de Ecología del Paisaje*, pp. 67-72. Alcalá de Henares.
- Elósegui, A., Arana, X., Basaguren, A. y Pozo, J. (1995) Self-purification processes along a medium-size stream. *Environmental Management* 19(6): 931-939.
- EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe) (2005) Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe in 2003. Norwegian Meteorological Institute. Oslo.
- Ernstberger, H., Edwards, A. C. y Balls, P. W. (2004) The distribution of phosphorus between soluble and particulate phases for seven Scottish East Coast rivers. *Biogeochemistry* 67: 93-111.
- ESRI (2000) *ArcView GIS 3.2a*. Environmental Systems Research Institute, Inc. Redlands.
- Fan, J., Hao, M.-D. y Shao, M.-A. (2003) Nitrate accumulation in soil profile of dry land farming in Northwest China. *Pedosphere* 13(4): 367-374.
- Fasching, R. A. y J. W. Bauder (2001) Evaluation of Agricultural Sediment Load Reductions Using Vegetative Filter Strips of Cool Season Grasses. *Water Environ. Res.* 73(5): 590-596.
- Fenn, M. E. y Poth, M. A. (1999) Temporal and Spatial Trends in Streamwater Nitrate Concentrations in the San Bernardino Mountains, Southern California. *Journal of Environmental Quality* 28: 822-836.
- Fenn, M. E., Poth, M. A. y Johnson, D. W. (1996) Evidence for nitrogen saturation in the San Bernardino Mountains in southern California. *Forest Ecology and Management* 82: 211-230.

- Fenn, M. E., Poth, M. A., Aber, J. D., Baron, J. S., Bormann, B. T., Johnson, D. W., Lemly, A. D., McNulty, S. G., Ryan, D. F. y Stottlemeyer, R. (1998) Nitrogen excess in North American ecosystems: Predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications* 8(3): 706-733.
- Fenn, M. E., Baron, J. S., Allen, E. B., Rueth, H. M., Nydick, K. R., Geiser, L., Bowman, W. D., Sickman, J. O., Meixner, T., Johnson, D. W. y Neitlich P. (2003) Ecological effects of nitrogen deposition in the Western United States. *Bioscience* 53(4): 404-420.
- Fennessy, M. S., y Cronk J. K. (1997) The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 27(4): 285-317.
- Ferrer, J. (2006) PAC, ¿Reforma o liquidación? *Ecologista* 46: 20-23.
- Servicio Agronómico de Fertiberia (1965) La fertilización de los cereales. *Fertilización*: 1-36.
- Fink, D. F. y Mitsch, W. J. (2004) Seasonal and storm event nutrient removal by a created wetland in an agricultural watershed. *Ecological Engineering* 23: 313-325.
- Fisher, S. G., Grimm, N. B., Martí, E., Holmes, R. M. y Jones Jr., J. B. (1998) Material spiralling in streams corridors: A Telescoping Ecosystem Model. *Ecosystems* 1: 19-34.
- Foley, J. A., De Fries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonana, G., Carpenter, S. R., Stuart Chapin, F., Coes, M. T., Daily, G. C., Gibbd, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, C., Ramankutty, N. y Snyder, P. K. (2005) Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574.
- Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E. y Hurley, M. D. (1986) A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199-214.
- Froelich, P. N. (1988) Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnology and Oceanography* 33(4 part2): 649-668.
- Fuentes-Yagüe, J. (1990) *El suelo y los fertilizantes*. Mundi-Prensa. Madrid.
- Gallardo-Mayenco, A., Macías S. y Toja, J. (2004) Efectos de la descarga en la calidad del agua a lo largo de un río mediterráneo: el río Guadaira (Sevilla). *Limnetica* 23(1-2): 65-78.
- Galloway, J. N., Schlesinger, W. H., Levy II, H., Michaels, A. y Schnoor, J. 1995: Nitrogen fixation: Antropogenic enhancement-environmental response. *Global Biogeochemical Cycles* 9: 235-252.
- Galloway, J. N. (1998) The global nitrogen cycle: changes and consequences. *Environmental Pollution* 102(S1): 15-25.
- Galloway, J. N. y Cowling, E. B. 2002: Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio* 31: 64-71.
- Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling E. B. y Cosby, B. J. (2003) The Nitrogen Cascade. *BioScience* 53(4): 341-356.
- Galloway, J. N., Detener, F. J., Capone, D. G., Boyer, E. W., Howarth, R. W., Seitzinger, S. P., Asner, G. P., Cleveland, C. C. Green, P. A., Holland, E. A., Karl, D. M., Michaels, A. F., Porter, J. H., Townsend, A. R. y Vörösmarty, C. J. (2004) Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70: 153-226.
- Games, P. A. y Howell, J. F. (1976) Pairwise multiple comparison procedures with unequal n's and/or variances: A Monte Carlo Study. *Journal of Educational Statistics* 1: 113-125.

- Gangbazo, G. (2000) Relations empiriques entre les utilisations du territoire agricole et la qualité de l'eau des rivières. *Vecteur Environnement* 33(2): 42-49.
- Gangbazo, G. y Babin, F. (2000) Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles. *Vecteur Environnement* 33(4): 47-57.
- Garban, B., Motelay-Massei, A., Blanchoud, H. y Ollivon, D. (2004) A single law to describe atmospheric nitrogen bulk deposition versus rainfall amount: inputs at the Seine River Watershed scale. *Water, Air, and Soil Pollution* 155(1-4): 339-354.
- García de Jalón, D. (2003) Restauración de riberas. En: J. M. Rey Benayas, T. Espigares y J. M. Nicolau (eds.). *Restauración de ecosistemas mediterráneos*, pp. 141-156. Universidad de Alcalá de Henares. Alcalá de Henares.
- Garten, C. T. y Ashwood, T. L. (2003) A landscape level analysis of potential excess nitrogen in East-Central North Carolina, USA. *Water, Air, and Soil Pollution* 146: 3-21.
- Gerlach, T. (1967) Hillslope troughs for measuring sediment movement. *Review of Geomorphology and Dynamics* 4(173).
- Giller, P. S. (2005) River restoration: seeking ecological standards. Editor's introduction. *Journal of Applied Ecology* 42(42): 201-207.
- Gilliam, F. S. (2006) Response of the herbaceous layer of forest ecosystems to excess nitrogen deposition. *Journal of Ecology* 94: 1176-1191.
- GN (Gobierno de Navarra) (2000a) *Mapa topográfico de Navarra escala 1:5000*. Departamento de Obras Públicas, Transporte y Comunicaciones del Gobierno de Navarra.
- GN (Gobierno de Navarra) (2000b) *Memoria 2000. Dirección General de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra*. Pamplona.
- GN (Gobierno de Navarra) (2001) *Mapa de cultivos y aprovechamientos de Navarra escala 1:25000*. Departamento de Agricultura, Ganadería y Alimentación del Gobierno de Navarra.
- GN (Gobierno de Navarra) (2005a) *Código de buenas prácticas agrarias de Navarra*. <http://www.navarra.es/NR/rdonlyres/B0F05434-B85E-49D0-8426-C7C7563C8866/54072/codigodebuenaspracticass.pdf>
- GN (Gobierno de Navarra) (2005b) *Normas de Pesca*. Gobierno de Navarra. Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda de Gobierno de Navarra. Pamplona.
- Godlinski, F., Leinweber, P., Meissner, R. y Seeger, J. (2004) Phosphorus status of soil and leaching losses: results from operating and dismantled lysimeters after 15 experimental years. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68: 47-57.
- Gómez, A., Grisales, A., Suárez, J. y Velásquez, O. (1975) *Manual de conservación de suelos de ladera*. Centro Nacional de Investigaciones del Café. Bogotá.
- Gómez, J. y Mata, R. (1993) Actuaciones forestales públicas desde 1940. Objetivos, criterios y resultados. En: A., Gil-Ocina y A. Morales-Gil (eds.) *Medio siglo de cambios agrarios en España*. Instituto de Cultura Gil-Albert. Diputación de la Provincia de Alicante. Alicante.
- Gómez, R., Domínguez, C., Arce, M. I., García, V., Suárez, M. L. y Vidal-Abarca, M. R. 2006: Dinámica del nitrógeno en cauces temporales mediterráneos: papel de la geología. En: *XIII Congreso de la Asociación Española de Limnología y V Congreso Ibérico de Limnología*, Barcelona.
- Gómez-Sal, A. (1993) Ecología de los sistemas agrarios. *Ecosistemas* 7: 10-14.
- González del Tánago, M. (2004) Restauración de los ríos: conceptos, objetivos y criterios de actuación.

- En: J. Cachón y T. López-Piñeiro (eds.). *Congreso de Restauración de Ríos y Humedales*, pp. 15-31. Ministerio de Fomento. Ministerio de Medio Ambiente. CEDEX. Madrid.
- González del Tánago, M. y García de Jalón, D. (1995) *Restauración de ríos y riberas*. Fundación del Conde del Valle de Salazar. Escuela Técnica y Superior de Ingenieros de Montes. Madrid.
- González del Tánago, M. y García de Jalón, D. (2006) Propuesta de guía metodológica para la restauración de los ríos y sus riberas. En: *International Symposium on River Restoration*. Madrid.
- González del Tánago, M., García de Jalón, D., Lara, F. y Garilleti, R. (2006) Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la Directiva Marco del Agua. *Ingeniería Civil* 143: 97-108.
- Goulding, K. W. G., y Webster, C. P. (1992) Methods for measuring nitrate leaching. *Nitrate and Farming Systems* 30: 63-70.
- Green, P. A., Vörösmarty, C. J., Meybeck, M., Galloway, J. N., Peterson, B. J. y Boyer, E. W. (2004) Pre-industrial and contemporary fluxes of nitrogen through rivers: a global assessment based on typology. *Biogeochemistry* 68: 71-105.
- Gregory, K. J. y Walling, D. E. (1973) *Drainage basin form and process. A geomorphological approach*. London: Edward Arnold.
- Gregory, P. J., Ingram, J. S. I., Andersson, R., Betts, R. A., Brovkin, V., Chase, T. N., Grace, P. R., Gray, A. J., Hamilton, N., Hardy, T. B., Howden, S. M., Jenkins, A., Meybeck, M., Olsson, M., Ortiz-Monasterio, I., Palm, C. A., Payn, T. W., Rummukainen, M., Schulze, R. E., Thiem, M., Valentin, C. y Wilkinson, M. J. (2002) Environmental consequences of alternative practices for intensifying crop production. *Agriculture, Ecosystems y Environment* 88: 279-290.
- Grobler, L., Claassens, A. S. y Annandale, J. G. (2003) Ceramic suction samplers: A reliable method for extracting soil solutions for analysis. *South African Journal of Plant and Soil* 20(3): 161-164.
- Gromov, S. A., Ryaboshapko, A. G. y Paramonov, S. G. (2001) Dry deposition of atmospheric sulphur and nitrogen in Russia and the former USSR. *Water, Air, and Soil Pollution* 130: 589-594.
- Gundersen, P., Schmidt, I. K. y Raulund-Rasmussen, K. (2006) Leaching of nitrate from temperate forests — effects of air pollution and forest management. *Environmental Reviews* 14: 1-57.
- Gurnell, A. (1997) The hydrological and geomorphological significance of forested floodplains. *Global Ecology and Biogeography Letters* 6: 219 -229.
- Gutschick, V. P. y BassiriRad, H. (2003) Extreme events as shaping physiology, ecology, and evolution of plants: toward a unified definition and evaluation of their consequences. *New Phytologist* 160: 21-42.
- Haag, D. y Kaupenjohann, M. (2001) Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe. A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 86: 1 - 21.
- HACH (1992) *Water Analysis Handbook*. Loveland Hach Company. Colorado
- HACH (1997) *DR/2010 Spectrophotometer procedures manual*. Hach Company, Loveland, Colorado.
- Hadley, R., y Emmett, W. W. (1998) Channel changes downstream from a dam. *Journal of the American Water Resources Association* 34(3): 629-637.
- Haggard, B. E., Moore Jr, P. A., Chaubery, I. y Stanley E. H. (2003) Nitrogen and phosphorus concentrations and export from an Ozark Plateau catchment in the United States. *Biosystems Engineering* 86(1): 75-85.

- Hair, J. F. J., Anderson, R. E., Tathan, R. L. y Black, W. C. (1999) *Análisis multivariante*. Prentice Hall Iberia. Madrid.
- Hao, X., C. Chang, H. H. Janzen, B. R. Hill y T. Ormann (2005) Potential nitrogen enrichment of soil and surface water by atmospheric ammonia sorption in intensive livestock production areas. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 110: 185-194.
- Harper, D. M., Ebrahimnezhad, M., Taylor, E., Dickinson, S., Decamp, O., Verniers, G., y Balbi T. (1999) A catchment-scale approach to the physical restoration of lowland UK rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9: 141-157.
- Havens, K. E. (1999) Correlation is not causation: A case study of fisheries, trophic state and acidity in Florida (USA) lakes. *Environmental Pollution* 106: 1-4.
- Hawke, D. J. (2005) Soil P in a forested seabird colony: inventories, parent material contributions, and N : P stoichiometry. *Australian Journal of Soil Research* 43: 957-962.
- Haygarth, P. M. y Sharpley, A. N. (2000) Terminology for phosphorus transfer. *Journal of Environmental Quality* 29(1): 10-15.
- Haygarth, P. M., Heathwaite, A. L., Jarvis, S. C. y Harrod, T. R. (2000) Hydrological factors for phosphorus transfer from agricultural soils. *Advances in Agronomy* 69: 153-178.
- Haygarth, P. M., Wood, F. L., Heathwaite, A. L. y Butler P. J. (2005a) Phosphorus dynamics observed through increasing scales in a nested headwater-to-river channel study. *Science of the Total Environment* 344: 83-106.
- Haygarth, P. M., Condon, L. M., Heathwaite, A. L., Turner, B. L. y Harrise, G. P. (2005b) The phosphorus transfer continuum: Linking source to impact with an interdisciplinary and multi-scaled approach. *Science of the Total Environment* 344: 5-14.
- Hefting, M. M. y de Klein, J. J. M. (1998) Nitrogen removal in buffer strips along a lowland stream in the Netherlands: a pilot study. *Environmental Pollution* 102(Suplement 1): 521-526.
- Hellawell, J. M. (1978) *Biological surveillance of rivers*. National Environment Research Council and Water Research Centre. Stevenage.
- Hildrew, A. (2006) Structure and function in food webs: what environmental stress tell us. En: *XIII Congreso de la Asociación Española de Limnología y V Congreso Ibérico de Limnología*, Barcelona.
- Hill, A. R. (1986) Stream nitrate-N loads in relation to variations in annual seasonal runoff regimes. *Water Resources Bulletin* 22(5): 829-839.
- Hill, A. R. (1996) Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality* 25: 743-755.
- Hillman, M. y Brierley, G. (2005) A critical review of catchment-scale stream rehabilitation programmes. *Progress in Physical Geography* 29(1): 50-70.
- Holland, E. A., Braswell, B. H., Sulzman J. y Lamarque, J. -F. (2005) Nitrogen deposition onto the United States and Western Europe: Synthesis of observations and models. *Ecological Applications* 15(1): 38-57.
- Holloway, J. M. y Dahlgren, R. A. (2002) Nitrogen in rock: Occurrences and biogeochemical implications. *Global Biogeochemical Cycles* 16(4): 65_61-65_17.
- Holloway, J. M., Dahlgren, R. A., Hansen, B. y Casey, W. H. (1998) Contribution of bedrock nitrogen to high nitrate concentrations in stream water. *Nature* 395: 785-788.

- Hontoria, C., Saa, A., Almorox, J., Cuadra, L., Sánchez, A. y Gascó, J. M. (2003) The chemical composition of precipitation in Madrid. *Water, Air, and Soil Pollution* 146: 35-54.
- Horton, R. E. (1945) Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulleting of the Geological Society of America* 56: 275-370.
- House, W. A., Duplat, D., Denison, F. H., Henville, P., Dawson, F. H., Cooper, D. M. y May, L. (2001) The role of macrophytes in the retention of phosphorus in the river Thame, England. *Chemistry and Ecology* 17: 271-291.
- Howard, A. D. (1967) Drainage analysis in geologic interpretation: a summation. *The American Association of Petroleum Geologists Bulletin* 51(11): 2246-2259.
- Hubbard, R. K. y Sheridan, J. M. (1983) Water and nitrate-nitrogen losses from a small, upland, coastal plain watershed. *Journal of Environmental Quality*. 12: 291-295.
- Iglesias, L. (1994) *El estiércol y las prácticas agrarias respetuosas con el medio ambiente*. MAPA. Madrid.
- IGME (Instituto Geológico y Minero) (1978) *Mapa Geológico de España. 1:50000. Eulate. 139 (23-8)*. IGME. Madrid.
- IGN (Instituto Geográfico Nacional) (1996) *Mapa topográfico Nacional de España. Hoja 139-IV. Santa Cruz del Campezo (1:25000)*. IGN. Ministerio de Fomento. Madrid.
- Imeson, A. C. (1995) Erosion and transport of pollutants from the terrestrial to the aquatic environment. En: W. Salomons y W. M. Stigliani (eds.). *Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments*, ed. pp. 103-121. Springer. Berlin.
- Iñiguez, J., Val, R. M., Sánchez-Carpintero, I., Vitoria, G., Garjon, M. S., Zapata, R. y Peralta, J. (1989) *Mapa de suelos de Navarra (1:50000; Hoja 139-Eulate)*. Servicio de Publicaciones. Universidad de Navarra (1-74). Pamplona
- IPCC (2001) *Tercer informe de evaluación. El cambio climático. Bases científicas*.
- Iraoeta, I., Armesto, A. P., Segura, A., Lafarga, A., Arregui, L. M., Merina, M., Baroja, E. y Quemada, M. (2002) Herramientas de ayuda a la decisión para el manejo correcto de los fertilizantes nitrogenados en cereales de invierno. *Navarra Agraria* 133: 6-16.
- Irvine, R. y Jackson, L. (2006) Spatial variance of nutrient limitation of periphyton in montane, headwater streams (McLeod River, Alberta, Canada). *Aquatic Ecology* 40: 337-348.
- ITGA (Instituto Técnico de Gestión Agrícola) (2003) Balance de la campaña cerealista. *Navarra Agraria* 140: 18-27.
- Jaquette, C., E. Wohl y D. Cooper (2005) Establilshing a context for river rehabilitation, North Fork Gunnison River, Colorado. *Environmental Management* 35(5): 593-606.
- Johnes, P. J. y Hodgkinson, R. J. (1998) Phosphorus loss from agricultural catchments: pathways and implications for management. *Soil Use and Management* 14: 175-185.
- Jones, R. y Schwab, A. P. (1993) Nitrate leaching and nitrite occurrence in a fine-texture soil. *Soil Science* 155(4): 272-283.
- Jones, J. B. J. y Holmes, R. M. (1996) Surface-subsurface interactions in stream ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 11(6): 239-242.
- Jordan, T. E. y Weller, D. E. 1996: Human Contributions to Terrestrial Nitrogen Flux. *Bioscience* 46: 655-664.
- Jordan, T. E., Correll, D. L. y Weller D. E. (1997a) Nonpoint source discharges of nutrients from

- piedmont watersheds of Chesapeake Bay. *Journal of the American Water Resources Association* 33(3): 631-645.
- Jordan, T. E., Correl, D. y Weller, D. E. (1997b) Relating nutrient discharges from watersheds to land use and streamflow variability. *Water Resources Research* 33(11): 2579-2590.
- Jordan-Meille, L. y Dorioz, J.-M. (2004) Soluble phosphorus dynamics in an agricultural watershed. *Agronomie* 24: 237-248.
- Jordan-Meille, L., Dorioz, J. M. y Wang D. (1998) Analysis of the export of diffuse phosphorus from a small rural watershed. *Agronomie* 18: 5-26.
- Kangas, L. y Syri, S. (2002) Regional nitrogen deposition model for integrated assessment of acidification and eutrophication *Atmospheric Environment* 36: 1111-1122.
- Karr, R. (1999) Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41: 221-234.
- Katz, R. W., Brush, G. S. y Palangre, M. B. (2005) Statistics of extremes: modelling ecological disturbances. *Ecology* 86(5): 1124-1134.
- Kaushal, S. S., Lewis Jr., W. M. y McCutchan Jr., J. H. (2006) Land use change and nitrogen enrichment of a rocky mountain watershed. *Ecological Applications* 16(1): 299-312.
- Klein, H., Wind, P. y van Loon, M. (2005) Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM (Spain). Norwegian Meteorological Institute. Oslo
- Klotz, R. L. (1991) Temporal relation between soluble reactive phosphorus and factors in stream water and sediments in Hoxie Gorge Creek, New York. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 84-90.
- Kolmogorov, A. (1941) Confidence limits for an unknown distribution function. *Annals of Mathematical Statistics* 12: 461-463.
- Krawczyk, D. y Gongglewski, N. (1959) Determining suspended solids using a spectrophotometer. *Sewage and Industrial Wastes* 31: 1159-1164.
- Kristensen, H. L., Gundersen, P., Callensen, I. y Reinds, G. J. (2004) Throughfall nitrogen deposition has different impacts on soil solution nitrate concentration in European coniferous and deciduous forests. *Ecosystems* 7: 180-192.
- Kronvang, B. (1990) Sediment-associated phosphorus transport from two intensively farmed catchment areas. En: ed. J. Boardman, I. D. L. Foster y J. A. Dearing, *Soil Erosion on Agricultural Land* pp. 285-299. John Wiley & Sons Ltd. London.
- Kronvang, B., Hoffmann, C. C., Svedsen, L. N., Windolf, J., Jensen, J. P. y Dørge, J. (1999) Retention of nutrients in river basins. *Aquatic Ecology* 33: 29-40.
- Kruskal, W. H. y Wallis, W. A. (1952) Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47: 583-621.
- Kuusemets, V., y Ü. Mander (2002) Nutrient flows and management of a small watershed. *Landscape Ecology* 17(Suppl. 1): 59-68.
- Kyllmar, K., Carlsson, C., Gustafson, A., Ulén, B. y Johnsson, H. (2006) Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden. Characterisation and trends. *Agriculture, Ecosystems y Environment* 115: 15-26.
- Lacasta, C. y Meco, R. (2001) La cerealicultura ecológica es más rentable. Estudio energético y económico. *La fertilidad de la tierra* 3: 23-28.
- Lal, R. (2004) Agricultural activities and the global carbon cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70:

- 103-116.
- Lassaletta, L. (2004) Agricultura intensiva, alteración de ciclos biogeoquímicos y cambio global. In: *II Jornadas Técnicas de Ciencias Ambientales.*, pp. 3-11. Fundación Biodiversidad. MMA. Madrid.
- Lassaletta, L. y Riveros, M. (2004) Paisajes agrícolas. Abandono e intensificación: de los paisajes culturales a la industrialización agrícola. *Ecologista* 42: 56-58.
- Lassaletta, L. y Rovira, J. V. (2005) Agricultura industrial y cambio global. *Ecologista* 45: 52-55.
- Lazaridou-Dimitradou, M., Koukoumides, C., Lekka, E. y Gadiagis G. (2004) Integrative evaluation of the ecological quality of metalliferous streams (Chalkidiki, Macedonia, Hellas). *Environmental Monitoring and Assessment* 91: 59-86.
- Ledgard S. F., Sprosen M. S., Brier G. J., Nemaia E. K. K. y Clark D. A. (1996) Nitrogen inputs and losses from New Zealand dairy farmlets, as affected by nitrogen fertilizer application: Year one. *Plant and Soil* 181: 65-69.
- Lee, K.-H. y Mickelson, S. K. (1999) Nutrient and sediment removal by switchgrass and cool -season grass filter strips in Central Iowa, USA. *Agroforestry Systems* 44: 121-132.
- Lekka, E., Kagalou, I., Lazaridou-Dimitriadou, M., Albanis, T., Dakos, V., Lambropoulou, D., Sakkas, V. (2004) Assessment of the water and habitat quality of a Mediterranean River (Kalamas, Epirus, Hellas), in accordance with the EU Water Framework Directive. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 32(3): 175-188.
- Lewis Jr., W. M. (2002) Yield of nitrogen from minimally disturbed watersheds of the United States. *Biogeochemistry* 57/78: 375-385.
- Likens, G. E., Bormann, F. H., Johnson, D. W. y Pierce, R. S. (1967) The Calcium, Magnesium, Potassium, and Sodium Budgets for a Small Forested Ecosystem. *Ecology* 48(5): 772-785.
- Likens, G. E., Bormann, F. H., Johnson, N. M., Fisher, D. W. y Pierce, R. S. (1970) Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. *Ecological Monographs* 40(1): 23-47.
- Lilliefors, H. W. (1967) On the Kolmogorov-Smirnov test for normality with mean and variance unknown. *Journal of the American Statistical Association* 64: 399-402.
- Lin, N.-H., y Saxena, V. K. (1991) In-cloud scavenging and deposition of sulfates and nitrates: case studies and parametrization. *Atmospheric Environment* 25(A): 2301-2320.
- López-Bermúdez, F. (2003) Erosionando la erosión. Herramientas para evaluar la pérdida de suelo. En: R. Bienes y. M. J. Marqués (eds.) *I Simposio Nacional sobre Control de la Erosión y Degradación del Suelo*, pp. 93-108. Madrid.
- Lovelock, J. (2006) *El retorno del creador de Gaia. Entrevista.* El País (7-5-06)
- Lovett, G. M., Weathers, K. C. y Sobczak, W. V. (2000) Nitrogen saturation and retention in forested watersheds of the Catskill Mountains, New York. *Ecological Applications* 10(1): 73-84.
- Lowrance, R. R., Todd, R. L. y Asmussen, L. E. (1984) Nutrient cycling in an agricultural watershed: II Streamflow and artificial drainage. *Journal of Environmental Quality* 13: 27-32.
- Lowrance, R., Todd, R., Fail Jr., J., Hendrickson Jr., O., Leonard R. y L. Asmussen (1983) Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience* 34(6): 374-377.
- Luk, S. H. y Morgan, C. P. (1981) Spatial variations of rainwash and runoff within apparently homogeneous areas. *CATENA* 8: 383-402.

- Lyons, J., Trimble, W. y Paine, L. K. (2000) Grass versus trees: managing riparian areas to benefit streams of central North America. *Journal of the American Water Resources Association* 36(4): 919-930.
- Lyons, J. (2006) A fish-based Index of Biotic Integrity to asses intermittent headwater streams in Wisconsin, USA. *Environmental Monitoring and Assessment* 122: 239-258.
- Lytle, D. A. y Poff, N. L. (2004) Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 19(2): 94-99.
- MacDonald, J. A., Dise, N. B., Matzner, E., Armbruster, M., Gundersen, P. y Forsius, M. (2002) Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology* 8: 1028-1033.
- Maddock, I. (1999) The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41: 373-391.
- Malard, F., Tockner, K., Dole-Olivier, M.J. y Ward, J. V. (2002) A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biology* 47: 621-640.
- Maltchik, L., Mollá, S. y Casado, C. (1998) Spatio-temporal heterogeneity of nutrients in a Mediterranean temporary stream (Montesina Stream, SW, Spain. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 26: 1062-1064.
- Mann, H. B. y Whitney, D. R. (1947) On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Annals of Mathematical Statistics* 18: 50-60.
- Manning, P., Newington, J. E., Robson, H. R., Saunders, M., Eggers, T., Bradford, M. A., Bardgett, R. D., Bonkowski, M., Ellis, R. J., Gange, A. C., Grayston, S. J., Kandeler, E., Marhan, S., Reid, E., Tscherko, D., Godfray, C. J. y Rees, M. (2006) Decoupling the direct and indirect effects of nitrogen deposition on ecosystem function. *Ecology Letters* 9: 1015-1024.
- MAPA (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación) (2004) *Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos (ESYRCE). Informes sectoriales.*
<http://www.mapa.es/es/estadistica/pags/encuestacultivos/anteriores.htm>.
- MAPA (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación) (2005) *Guía de la condicionalidad de la Política Agraria Común.* Madrid
- Marchant, R., Norris, R. H. y Milligan, A. (2006) Evaluation and application of methods for biological assessment of streams: summary of papers. *Hydrobiologia* 572: 1-7.
- Marqués, M. J., Jiménez, L., Pérez-Rodríguez, R., García-Ormaechea, S. y Bienes, R. (2005) Reducing water erosion in a gypsic soil by combined use of organic amendment and shrub revegetation. *Land Degradation y Development* 16: 339-350.
- Martí, E. y Sabater, F. (1996) High variability in temporal and spatial nutrient retention in Mediterranean streams. *Ecology* 77(3): 854-869.
- Martí, E., Grimm, N. B. y Fisher, S. G. (1997) Pre- and post-flood retention efficiency of nitrogen in a Sonoran Desert stream *Journal of the North American Benthological Society* 16(4): 805-819.
- Martí, E., Aumatell, J., Godé, L., Poch M. y Sabater, F. (2004) Nutrient retention efficiency in streams receiving inputs from wastewater. *Journal of Environmental Quality*. 33: 285-293.
- Martí, E., Sabater, F., Riera, J. L., Merseburguer, G. C., von Schiller, D., Argerich, A., Caille, F. y Fonollá, P. (2006) Fluvial nutrient dynamics in a humanized landscape. Insights from hierarchical perspective. *Limnetica* 25(1-2): 513-526.
- Matson, P. A. y Vitousek, P. M. (1990) Ecosystem approach to a global nitrous oxide budget. *Bioscience*

- 40(9): 667-672.
- Matson, P. A., Naylor, R. y Ortiz-Monasterio I. (1998) Integration of environmental, agronomic, and economic aspects of fertilizer management. *Science* 280: 112-115.
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G. y Swift M. J. (1997) Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277: 504-508.
- May, L., House, W. A., Bowes, M. y McEvoy J. (2001) Seasonal export of phosphorus from a lowland catchment: upper River Chewell in Oxfordshire, England. *Science of the Total Environment* 269(1-3): 117-130.
- Meixner, T. y Fenn, M. (2004) Biogeochemical budgets in a Mediterranean catchment with high rates of atmospheric N deposition – importance of scale and temporal asynchrony. *Biogeochemistry* 70: 331–356.
- Merseburger, G. C., Martí, E. y Sabater, F. (2005) Net changes in nutrient concentrations below a point source input in two streams draining catchments with contrasting land uses. *Science of the Total Environment* 347: 217– 229.
- Merz, J. E. y Moyle, P. B. (2006) Salmon, wildlife, and wine: marine-derived nutrients in human-dominated ecosystems of Central California. *Ecological Applications* 16(3): 999-1009.
- Meusel, H., Jager, E. y Weinert, E. (1965) *Vergleichende chorologie der zentraleuropaischen flora*. Gustav Fisher, Verlag. Jena.
- Meybeck, M. (1982) Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science* 282: 401-450.
- Meyer, J. L. y Likens, G. E. (1979) Transport and transformation of phosphorus in a forest stream ecosystem. *Ecology* 60(6): 1255-1269.
- Miltner, R. J. y Rankin, E. T. (1998) Primary nutrients and the biotic integrity of rivers and streams. *Freshwater biology* 40: 145-158.
- Moerke, A. H. y Lamberti, G. A. (2004) Restoring stream ecosystems: Lessons from a midwestern state. *Restoration Ecology* 12(3): 327-334.
- Mollá, S., Maltchik, L., Casado, C. y Montes, C. (1998) Metabolism and nutrient assimilation by aquatic plants in a Mediterranean temporary stream. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 26: 1066-1070.
- Moreno, J. L., Suárez, M. L. y Vidal-Abarca, M. R. (1995) Hidroquímica de las ramblas litorales de la región de Murcia: Variaciones espacio-temporales. *Limnetica* 11(1): 1-13.
- Moreno, J. L., Navarro, C. y De las Heras, J. (2006a) Abiotic ecotypes in south-central Spanish rivers: Reference conditions and pollution. *Environmental Pollution* 143: 388-396.
- Moreno, J. L., Navarro, C. y De las Heras, J. (2006b) Propuesta de un índice de vegetación acuática (IVAM) para la evaluación del estado trófico de los ríos de Castilla-La Mancha: Comparación con otros índices bióticos. *Limnetica* 25(3): 821-832.
- Morgan, R. P. C. (1997) *Erosión y conservación del suelo*. Mundi-Prensa. Madrid.
- Munné, A., Prat, N., Solá, C., Bonada N. y Rieradevall, M. (2003) A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 147-163.
- Muñoz, I. y Prat, N. (1990) Flujos de carbono, nitrógeno y fósforo en la parte baja del río Ebro. *Sciencia Gerundensis* 16(1): 147-161.

- Naylor, R. L. (1996) Energy and resource constraints of intensive agricultural production. *Annual Review of Energy and the Environment* 21: 99–123.
- Nebbache, S., Feeny, V., Poudevigne, I. y Alard, D. (2001) Turbidity and nitrate transfer in karstic aquifers in rural areas: The Bionne Basin case-study. *Journal of Environmental Management* 62: 389-398.
- Némery, J., Garnier, J. y Morel, C. (2005) Phosphorus budget in the Marne Watershed (France): urban vs. diffuse sources, dissolved vs. particulate forms. *Biogeochemistry* 72: 35-66.
- Newbold, J. D., Elwood, J. W., O'Neill, R. V. y Van Winkle W. (1981) Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38: 860-863.
- Newbury, R. y Gaboury, M. (1993) Exploration and rehabilitation of hydraulic habitats in streams using principles of fluvial behaviour. *Freshwater Biology* 29: 195-210.
- Newson, M. D. (2002) Geomorphological concepts and tools for sustainable river ecosystem management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12: 365-379.
- Newson, M. D. y Newson, C. L. (2000) Geomorphology, ecology and river channel habitat: Mesoscale approaches to basin-scale challenges. *Progress in Physical Geography* 24(2): 195-217.
- Nicholaichuck, W. y Lead, D. W. (1978) Nutrient runoff from fertilized and unfertilized fields in Western Canada. *Journal of Environmental Quality* 7(4): 542.
- Nijboer, R. C., Johnson, R. K., Verdonschot, P. F. M., Sommerhäuser, M. y Buffagni, A. (2004) Establishing reference conditions for European streams. *Hydrobiologia* 516: 91-105.
- Nilsson, L. O., Wallander, H., Baath, E. y Falkengren-Grerup, U. (2006) Soil N chemistry in oak forests along a nitrogen deposition gradient. *Biogeochemistry* 80: 43-55.
- Norris, R. H. y Thoms, M. C. (1999) What is river health? *Freshwater biology* 41: 197-209.
- Norris, R. H., McElravy, E. P. y Resh, V. H. (1992) The sampling problem. En: P. Calow y G. E. Petts (eds.). *The Rivers handbook: hydrological and ecological principles (Vol. 1)*, pp. 282-306. Blackwell Scientific Publications. Cambridge.
- Odum, H. T. (1971) *Environment, Power and Society*. Wiley-Interscience. New York.
- Ortiz, J. D., Martí, E. y Puig, M. À. (2005) Recovery of the macroinvertebrate community below a wastewater treatment plant input in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia* 545: 289-302.
- Ortiz, J. D., Martí, E. y Puig, M. À. (2006) Influences of a point source on the microhabitat distribution of stream benthic macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 165(4): 469-491.
- Oscóz, J., Campos, F., Escala, M. C., Miranda, R., Lekuona, J. M., García-Fresca, C. y de la Riva, C. (1999) Efecto de una piscifactoría sobre la fauna de macroinvertebrados y peces fluviales del río Urederra (Navarra, España). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sec. Biol.)* 95(3-4): 1999.
- Palmer, M., Bernhardt, E., Chornesky, E., Collins, S., Dobson, A., Duke, C., Gold, B., Jacobson, R., Kingsland, S., Kranz, R., Mappin, M., Martinez, M. L., Micheli, F., Morse, J., Pace, M., Pascual, M., Palumbi, S., Reichman, O. J., Simons, A., Townsend, A. y Turner, M. (2004) Ecology for a crowded planet. *Science* 304: 1251-1252.
- Palmer, M. A., Bernhardt, E. S., Allan, J. D., Lake, P. S., Alexander, G., Brookas, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C. N., Follstad Shah, J., Galat, D. L., Loss, S. G., Goodwin, P., Hart, D. D., Hassett, B., Jenkinson, R., Kondolf, G. M., Lave, R., Maeyer, J. L., O'Donnell, T. K., Pagano L. y Sudduth, E. (2005) Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology* 42: 208-217.

- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, N., Bonada, S., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Moyá, G., Prat, N., Robles, S., Suárez, M. L., Toro M. y Vidal-Abarca M. R. (2002) El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* 21(3-4): 115-133.
- Parr, W. (1994) Water-Quality monitoring. En: P. Calow y G. E. Petts (eds.). *The Rivers Handbook: Hydrological and ecological principles (Vol. 2)*, pp. 124-143. Blackwell Scientific Publications. Cambridge.
- Pearson, K. (1896) Regression, heredity, and panmixia. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series A* 187: 253-318.
- Perakis, S., y Hedin, L. O. (2002) Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds. *Nature* 415: 416-419.
- Peterjohn, W. T. y Correl, D.L. (1984) Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of riparian forest. *Ecology* 65(5): 1466-1475.
- Peterjohn, W. T., Adams, M. B. y Gilliam, F. S. (1996) Symptoms of nitrogen saturation in two central Appalachian hardwood forest ecosystems. *Biogeochemistry* 35: 507-522.
- Petersen Jr., R. J. (1992) The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology* 27: 295-306.
- Peterson, B. J., Wolheim, W. M., Muholland, P. J., Webster, J. R., Meyer, J. L., Tank, J. L., Martí, E., Bowden, W. B., Valett, H. M., Hershey, A. E., McDowell, W. H., Dodds, W. K., Hamilton, S. K., Gregory, S. y Morrall D. D. (2001) Control nitrogen export, from watersheds by headwater streams. *Science* 292: 86-90.
- Piégay, H. y Dufour, S. (2006) Fluvial dynamics and biodiversity of riparian systems. En: *International Symposium on River Restoration*, Madrid.
- Pilkington, M. G., Caporn, S. J. M, Carroll, J. A., Cresswell, N., Lee, J. A., Ashenden, T. W., Brittain, S. A., Reynolds B. y Emmett. B. A. (2005) Effects of increased deposition of atmospheric nitrogen on an upland moor: Leaching of N species and soil solution chemistry. *Environmental Pollution* 135: 29-40.
- Pinay, G. y Burt, T. P. (2001) Nitrogen Control by Landscape Structures. Final Report. Brussels: European Comission DG XII.
- Pinay, G., Ruffinoni, C., Wondzell, S. y Gazelle, F. (1998) Change in groundwater nitrate concentration in a large river floodplain: denitrification, uptake, or mixing? *The North American Benthological Society* 17(2): 179-189.
- Pineda, F. D. (2001) Intensification, rural abandonment and nature conservation in Spain. En: R. G. H. Bunce, M. Pérez-Soba, B. S. Elbersen, M. J. Prados, E. Andersen, M. Bell y P. J. A. M. Smeets (eds.). *Examples of European agri-environment schemes and livestock systems and their influence on Spanish cultural landscapes*, eds. pp. 23-33. Alterra. Wageningen
- Piña-Ochoa, E. y Álvarez-Cobelas, M. (2006) Denitrification in aquatic environments: a cross-system analysis. *Biogeochemistry* 81: 111-130.
- Pitcairn, C., Fowler, D., Leith, I., Sheppard, L., Tang, S., Sutton, M. y Famulari, D. (2006) Diagnostic indicators of elevated nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 144: 941-950.
- Poff, L. N., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Ritcher, B. D., Sparks, R. E. y Stromberg J. C. (1997) The natural flow regime. *BioScience* 47(11): 769-780.
- Porta, J., López-Acevedo, M. y Roquero, C. (2003) *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*.

- Mundi-Prensa, Madrid.
- Postel, S. y Richter, B. (2003) *Rivers for life. Managing water for people and nature*. Island Press. Washington DC
- Prakasa-Rao, E. V. S. y Puttanna, K. (2000) Nitrates, agriculture and environment. *Current Science* 79(9): 1163-1168.
- Puustinen, M., Koskiaho, J. y Peltonen, K. (2005) Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on clayey sloped fields in boreal climate. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105: 565-579.
- Radwell, A. y Kwak, T. J. (2005) Assessing ecological integrity of Ozark Rivers to determine suitability protective status. *Environmental Management* 35(6): 799-810.
- Rallo, A., García-Arberas, L. y Antón, A. (2004) Cambios en las condiciones físicas, químicas y faunísticas de un sistema fluvial (río Oma, Bizkaia), y desaparición de una población de cangrejo autóctono (*Austropotamobius pallipes*): ¿causa y/o efecto? *Limnetica* 23(3-4): 229-240.
- Ramos, C. y Kücke, M. (1999) Revisión crítica de los métodos de medida de la lixiviación de nitrato en suelos agrícolas. En: R. Muñoz-Carpena, A. Ritter y C. Tascón (eds.). *Estudios de la Zona No Saturada de Suelo*, pp. 25-32. ICIA. Tenerife
- Ramos, C., Agut, A. y Lidón, A. L. (2002) Nitrate leaching in important crops of the Valencian Community region (Spain). *Environmental Pollution* 118: 215-223.
- Raven, P. J., Holmes, T. T. H., Carrier, P., Dawson, F. H., Naura, M. y Boon P.J. (2002) Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12: 405-424.
- Redfield, A. C. (1958) The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46(3): 205-221.
- Reidsma, P., Tekelengurg, T., van den Berg, M. y Alkemade, R. (2006) Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems y Environment* 114: 86-102.
- Rennenberg, H. y Gessler, A. (1999) Consequences of N deposition to forest ecosystems - Recent results and future research needs. *Water, Air, and Soil Pollution* 116: 47-64.
- Rhoads, B. L., Schwartz J. S. y Porter, S. (2003) Stream geomorphology, bank vegetation, and three-dimensional habitat hydraulics for fish in midwestern agricultural streams. *Water Resources Reseach* 39(8): ESG2.1-ESG2.13.
- Riley, W. J., Ortiz-Monasterio, I. y Matson, P. A. (2001) Nitrogen leaching and soil nitrate, nitrite, and ammonium levels under irrigated wheat in Northern Mexico. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 61: 223-236.
- Rimmelin, P., Dumon, J.-C., Burdloff, D. y Meneux, E. (1999) Atmospheric deposits of dissolved inorganic nitrogen in the southwest of France. *Science of the Total Environment* 226: 213-225.
- Rivas-Martínez, S. (1987) *Mapa de series de vegetación de España (1:400000)*. ICONA. MAPA. Madrid.
- Robertson, D. M. y Roerish, E. D. (1999) Influence of various water quality sampling strategies on load estimates for small streams. *Water Resources Research* 35(12): 3747-3795.
- Robinson, T. H., Leydecker, A., Keller, A. A. y Melack, J. M. (2005) Steps towards modelling nutrient export in coastal Californian streams with a Mediterranean climate. *Agricultural water management* 77: 144-458.

- Rodà, F., Ávila A. y Rodrigo, A. (2002) Nitrogen deposition in Mediterranean forests. *Environmental Pollution* 118: 205-213.
- Rodà, F., Bellot, J., Ávila, A., Escarret, A., Piñol, J. y Terradas, J. (1993) Saharan dust and the atmospheric inputs of elements and alkalinity to Mediterranean ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 66: 277-288.
- Roels, J. M. y Jonker, P. J. (1985) Representativity and accuracy of measurements of soil loss from runoff plots. *Transactions of the ASAE* 28(5): 1458-1465.
- Rojstaczer, S., Sterling, S. M. y Moore, N. J. (2001) Human appropriation of photosynthesis products. *Science* 294: 2549-2552.
- Royer, T. V., Tank, J. L. y David M. B. (2004) Transport and fate of nitrate in headwater agricultural streams in Illinois. *Journal of Environmental Quality* 33: 1296-1304.
- Sabater, F. y Martí, E. (2000) Towards a holistic view of nutrient dynamics in fluvial ecosystems. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27: 3111-3116.
- Sabater, F., Butturini, A., Martí, E., Muñoz, I., Romani, A., Wray, J., Sabater, S. (2000) Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19(4): 609-620.
- Sabater, S., Butturini, A., Clement, J.C., Burt, T., Dowrick, D., Hefting, M., Maître, V., Pinay, G., Pstolache, C., Rzepecki M. y Sabater, F. (2003) Nitrogen removal by riparian buffers along European climatic gradient: patterns and factors of variation. *Ecosystems* 6: 20-30.
- Sánchez-Pérez, J. M., Antigüedad, I., Arrate, I., García-Linares, C. y Morell, I. (2003) The influence of nitrate leaching through unsaturated soil on groundwater pollution in an agricultural area of the Basque Country: a case study. *Science of the Total Environment* 317: 173-187.
- Sanz, M. J., Carratalá, A., Gimeno, C. y Millán, M. M. (2002) Atmospheric nitrogen deposition on the east coast of Spain: relevance of dry deposition in semi-arid Mediterranean regions. *Environmental Pollution* 118: 259-272.
- Schaller, J. L., Royer, T. V., David, M. B. y Tank, J. L. (2004) Denitrification associated with plants and sediments in an agricultural stream. *Journal of the North American Benthological Society* 23(4): 667-676.
- Schlesinger, W. H. (2006) Global change ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 21(6): 348-351.
- Schlesinger, W. H. y Hartley, A. E. (1992) A global budget for atmospheric NH₃. *Biogeochemistry* 15(3): 191-211.
- Schmitz, M. F., De Aranzabal, I., Rescia, A. y Pineda, F. D. (2003) Relationship between landscape typology and socioeconomic structure. Scenarios of change in Spanish cultural landscapes. *Ecological Modelling* 168: 343-356.
- Schmitz, M. F., Pineda, F. D., Castro, H., de Aranzabal, I. y Aguilera, P. (2005) *Paisaje cultural y estructura socioeconómica. Valor ambiental y demanda turística en un territorio mediterráneo*. Dirección General de la Red de Espacios Naturales Protegidos y Servicios Ambientales. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Schumm, S. A. (1985) Patterns of alluvial rivers. *Annual Review of Earth and Planetary Science* 13: 5-27.
- Schwab, G. O., Fangmeier, D. D. y Elliot, W. J. (1996) *Soil water management systems*.: John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Scudlark, J. R., Jennings, J. A., Roadman, M. J., Savidge, K. B. y Ullman, W. J. (2005) Atmospheric

- nitrogen inputs to the Delaware Inland Bays: The role of ammonia. *Environmental Pollution* 135: 433-443.
- Sear, D. A. y Newson, M. D. (2003) Environmental change in river channels: A neglected element. Towards geomorphological typologies, standards and monitoring. *Science of the Total Environment* 310: 17-23.
- Seitzinger, S. P., Styles, R. V., Boyer, E. W., Alexander, R. B., Billen, G., Howarth, R. W., Mayer, B. y van Breemen, N. (2002) Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the Northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57/58: 199-237.
- Seitzinger, S., Harrison, J. A., Böhlke, J. K., Bouwman, A. F., Lowrance, R., Peterson, B., Tobias, C. y Van Drecht, G. V. (2006) Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. *Ecological Applications* 16(6): 2064-2090.
- Servicio Agronómico de Fertiberia (1965). La fertilización de los cereales. *Fertilización*: 1-36.
- Shahin, U. M., Zhu, X. y Holsen, T. M. (1999) Dry deposition of reduced and reactive nitrogen: a surrogate surfaces approach. *Environmental Science y Technology* 33(12): 2113-2117.
- Shan, Y.-H., Yang, L.-Z., Yan, T.-M. y Wang, J.-G. (2005) Downward movement of phosphorus in paddy soil installed in large-scale monolith lysimeters. *Agriculture, Ecosystems y Environment* 111: 270-278.
- Sharpley, A. N., y Smith, S. J. (1990) Phosphorus Transport in Agricultural Runoff: The Role of Soil Erosion. En: J. Boardman, I. D. L. Foster y J. A. Dearing (eds.) *Soil Erosion on Agricultural Land*, pp. 351-366. John Wiley & Sons Ltd. London.
- Sharpley, A. N., Smith, S. J. y Naney, J. W. (1987) Environmental Impact of Agricultural Nitrogen and Phosphorus Use. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 35: 812-817.
- Sharpley, A. N., McDowell, R.W. y Kleinmann P.J.A. (2001) Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil* 237: 287-307.
- Sharpley, A. N., Smith, S. J., Steward, B. A. y Mathers, A. C. (1984) Forms of phosphorus in soil receiving cattle feedlot waste. *Journal of Environmental Quality* 13: 211-215.
- Sharpley, A. N., Daniel, T., Sims, T., Lemunyon, J., Stevens, R. y Parry, R. (2003) *Agricultural phosphorus and eutrophication. 2nd Edition*. United States Department of Agriculture. Agricultural Research Services.
- Sickman, J. O., Melack, J. M., y Stoddard, J. L. (2002) Regional analysis of inorganic nitrogen yield and retention in high-elevation ecosystems of the Sierra Nevada and Rocky Mountains. *Biogeochemistry* 57/58: 341.
- Siegel, S. (1956) *Nonparametric statistics for the behavioural sciences*. McGraw-Hill. New York.
- Silver, W. L., Herman, D. J. y Firestone, M. K. (2001) Dissimilatory nitrate reduction to ammonium in upland tropical forest soils. *Ecology* 82(9): 2410-2416.
- Singh, S. P., Khare, P., Satsangi, G. S., Lakhani, A., Maharaj Kumari, K. y Srivastava, S. S. (2001) Rainwater composition at a regional representative site of semi-arid region of India. *Water, Air, and Soil Pollution* 127: 93-108.
- Skiba, U. y Simth, K. A. (2000) The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural. *Chemosphere - Global Change Science* 2: 379-386.
- Smil, V. (1999) Nitrogen in crop production: An account of global flows. *Global Biogeochemical Cycles* 13(2): 647-662.

- Smil, V. (2000) Phosphorus in the environment: Natural FLOws and Human Interferences. *Annual Review of Energy and Environment* 25: 53-88.
- Smil, V. (2001) *Enriching the Earth*. MIT Press. Cambridge.
- Smil, V. (2002) Phosphorus: Global Transfers. En: I. Douglas (ed.). *Encyclopedia of Global Environmental Change*, pp. 536-542. John Wiley & Sons Ltd.. Chichester.
- Smith, K. A. (2005) The impact of agriculture and other land uses on emissions of methane and nitrous and nitric oxides. *Environmental Sciences* 2(2-3): 101-108.
- Smith, V. H., Tilman, G. D. y Nekola, J. C. (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100: 179-196.
- Smith, A. J., Bode, R. W. y Kleppel, G. S. (2007) A Nutrient Biotic Index (NBI) for use with benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators* 7: 371-386.
- Soil Survey Staff (1998) *Soil taxonomy: Keys to Soil Taxonomy*. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Washington DC.
- Soil Survey Staff (1999) *Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. Washington DC.
- SPSS, Inc. (2003). SPSS Versión 12.01. SPSS, Inc. Chicago.
- StatSoft, Inc. (2001). *STATISTICA (data analysis software system)*, Version 6. Statsoft, Inc. Tulsa.
- Stednick, J. D. (1991) *Wildland water quality sampling and analysis*. Academic Press, Inc. San Diego.
- Steen, I. (1998) Management of a non-renewable resource. *Phosphorus and Potassium* 217(5): 25-31.
- Stopes, C., Lord, E. I., Philipps, L. y Woodward, L. (2002) Nitrate leaching from organic farms and conventional farms following best practice. *Soil Use and Management* 18: 256-263.
- Strahler, A. N. (1952) Dynamics basis of geomorphology. *Geological Society of America Bulletin* 63: 923-938.
- Strahler, A. N. (1964) Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. En: V. T. Chow (ed.). *Handbook of applied hydrology*, pp. Sección 4-II. McGraw-Hill. New York.
- Stream Solute Workshop (1990) Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 9(2): 95-119.
- Suding, K. N., Collins, S. L., Gough, L., Clark, C., Cleland, E. E., Gross, K. L., Milchuna, D. G. y Pennings, S. (2005) Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102(12): 4387-4392.
- Sweeney, B. W., T. L. Bott, J. K. Jackson, L. A. Kaplan, J. D. Newbold, L. J. Standley, W. C. Hession y R. J. Horwitz (2004) Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 101(39): 14132-14137.
- Thompson, L. M. y Troeh, F. R. (1988) *Los suelos y su fertilidad*. Reverté S.A. Barcelona.
- Thorntwaite, C. W. (1948) An approach toward a rational classification of climate. *Geography Review* 38: 55-94.
- Tilman, D. (1999) Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96(5995-6000).
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R. y Polasky, S. (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671-677.

- Tischner, R. (2000) Nitrate uptake and reduction in higher and lower plants. *Plant, Cell and Environment* 23: 1005-1024.
- Toor, G. S., Condron, L. M., Di, H. J., Cameron, K. C. y Sims, T. (2004) Assessment of phosphorus leaching losses from free draining grassland soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69: 167-184.
- Torrecilla, N. J., Galve, J. P., Zaera, L. G., Retamar, J. F. y Álvarez, A. N. A. (2005) Nutrient sources and dynamics in a Mediterranean fluvial regime (Ebro river, NE Spain) and their implications for water management. *Journal of Hydrology* 304: 166-182.
- Townsend, A. R., Howarth, R. W., Bazzaz, F. A., Booth, M. S., Cleveland, C. C., Collinge, S. K., Dobson, A. P., Epstein, P. R., Holland, E. A., Keeney, D. R., Mallin, M. A., Rogers, C. A., Wayne, P. y Wolfe, A. H. (2003) Human health effects of a changing global nitrogen cycle. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1(5): 240-246.
- Trimble (1997) Stream erosion and change resulting from riparian forests. *Geology* 25(5): 467-469.
- Trinidade, H., Coutinho, J., Van Beusichem, M. L., Scholefield, D. y Moreira, N. (1997) Nitrate leaching from sandy loam soils under a double-cropping forage system estimated from suction-probe measurements. *Plant and Soil* 195: 247-256.
- Triska, F. J., Duff, J. H. y Avanzino, R. J. (1993) The role of water exchange between a stream channel and its hyporheic zone in nitrogen cycling at the terrestrial-aquatic interface. *Hydrobiologia* 251: 167-184.
- Triska, F. J., Kennedy, V.C., Avazino, R. J., Zellweger, G. W. y Bencala, K. E. (1989a) Retention and transport of nutrients in a third order stream: channel processes. *Ecology* 70(6): 1877-1892.
- Triska, F. J., Kennedy, V. C., Avanzino, R. J., Zellweger, G. W. y Bencala, K. E. (1989b) Retention and transport of nutrients in a third order stream in northwestern California: hyporeic processes. *Ecology* 70(6): 1989-1905.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. y Thies, C. (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.
- Turner, B. L. y Haygarth, P. M. (2001) Phosphorus solubilization in rewetted soils. *Nature* 411: 258.
- Turner, R. E., Rabalais, N. N., Justic, D. y Dortch, Q. (2003) Global patterns of dissolved N, P and Si in large rivers. *Biogeochemistry* 64(3): 297-317.
- Udy, J. W., Fellows, C. S., Bartkow, M. E., Bunn, S. E., Clapcott, J. E. y Harch, B. D. (2006) Measures of nutrient processes as indicators of stream ecosystem health. *Hydrobiologia* 572: 89-102.
- Ulén, B. M. y Kalisky, T. (2005) Water erosion and phosphorus problems in an agricultural catchment: lessons from implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Science y Policy* 8: 485-492.
- Ullah, S. y Zinati, G. M. (2006) Denitrification and nitrous oxide emissions from riparian forests soils exposed to prolonged nitrogen runoff. *Biogeochemistry* 81: 253-267.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2003) *Survey of states, tribes and territories nutrient standards*. Washington.
- Valiela, I. y Bowen, J. L. (2002) Nitrogen sources to watersheds and estuaries: role of land cover mosaics and losses within watersheds. *Environmental Pollution* 118: 239-248.
- van Asch, T. W. J. (1983) Water Erosion on Slopes in some Land Units in Mediterranean Area. *CATENA SUPLEMENT* 4: 129-140.

- van Breemen, N., Boyer, E. W., Goodale, C. L., Jarworski, N. A., Paustian, K., Seitzinger, S. P., Lajtha, K., Mayer, B., van Dam, D., Howarth, R. W., Nadelhoffer, K. J., Eve, M. y Billen, G. (2002) Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the Northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57/58: 267-293.
- Vanderbilt, K. L., Lajtha, K. y Swanson, F. J. (2002) Biogeochemistry of unpolluted forested watersheds in Oregon Cascades: temporal patterns of precipitation and stream nitrogen fluxes. *Biogeochemistry* 62: 87-117.
- Vanni, M. J., Renwick, W. H., Headworth, J. L., Auch, J. D. y Schaus, M. H. (2001) Dissolved and particulate nutrient flux from three adjacent agricultural watersheds: A five-year study. *Biogeochemistry* 54: 85-114.
- Varela-Ortega, C. y Sumpsi, J. M. (2002) Repercusiones ambientales de la política agraria europea. En: F. D. Pineda, J. M. De Miguel, M. A. Casado y J. Montalvo (eds.). *La diversidad biológica de España*, pp. 125-152. Pearson Educación, S. A. Madrid.
- Vera, J. A. (ed.) (2004) *Geología de España*. IGME. Madrid.
- Verhagen, R. y van Diggelen, R. (2006) Spatial variation in atmospheric nitrogen deposition on low canopy vegetation. *Environmental Pollution* 144: 826-832.
- Vidal-Abarca, M. R., Suárez, M. L., Moreno, J. L., Gómez, R. y Sánchez, I. (2000) Hidroquímica de un río de características semiáridas (Río Chícamo; Murcia). Análisis espacio-temporal. *Limnetica* 18: 57-73.
- Vitousek, P. M. (1994) Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology* 75(7): 1861-1876.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. y Melillo, J. M. (1997a) Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Schlesinger, W. H. y Tilman, D. G. (1997b) Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7(3): 737-750.
- Vizcaíno, P., Magdaleno, F., Seves, A., Merino, S., González del Tánago, M. y García de Jalón, D. (2003) Los cambios geomorfológicos del ríos Jarama como base para su restauración. *Limnetica* 22(3-4): 1-7.
- Von Schiller, D., Martí, E., Riera, J. L. y Martí, E. (2006) Asimilación y desnitrificación como vías de retención de nitrógeno en ríos que drenan cuencas con diferentes usos del territorio. En: *XIII Cingreso de la Asociación Española de Limnología y V Congreso Ibérico de Limnología*, Barcelona.
- Walter, H., Lieth, H. y Rehder, H. (1960) *Klimadiagramm-Weltatlas*. Fisher. Jena.
- Wang, D., J. M. Dorioz, D. Trevisan, D. C. Braun, L. J. Windhausen y J. Y. Vansteelant (2004) Using a landscape approach to interpret diffuse phosphorus pollution and assist with water quality management in the basins of Lake Champlain (Vermont) and Lac Léman (France). En: T. O. Manley y T. B. Mihuc (eds.). *Lake Champlain: Partnership and Research in the New Millennium, Water Science and Application. Vol. 2*. American Geophysical Union. Kluwer Academic. Boston.
- Ward, J. H. (1963) Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association* 58: 236-244.
- Wassen, M. J., Venterink, H. O., Lapshina, E. D. y Tanneberger, F. (2005) Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437: 547-550.

- Webb, J., Chadwick, D. y Ellis, S. (2004) Emissions of ammonia and nitrous oxide following incorporation into the soil farmyard manures stored at different densities. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70: 67-76.
- Webster, J. R. y Patten, B. C. (1979) Effects of watershed perturbations on stream potassium and calcium dynamics. *Ecological Monographs* 49(1): 51-72.
- Webster, C. P., Poulton, P. R. y Goulding, K. W. T. (1999) Nitrogen leaching from winter cereals grown as part of a 5-year ley arable rotation. *European Journal of Agronomy* 10: 99-109.
- Well, R., Weymann, D. y Flessa, H. (2005) Recent research progress on the significance of aquatic systems for indirect agricultural N₂O emissions. *Environmental Sciences* 2(2-3): 143-151.
- Wetzel, R. G. (1981) *Limnología*. Omega. Barcelona.
- Wetzel, R. G. y Likens, G. E. (1990) *Limnological Analyses*.-2nd ed. Springer. New York.
- Whitall, D., Hendrickson, B. y Paerl, H. (2003) Importance of atmospherically deposited nitrogen to the annual nitrogen budget of the Neuse River estuary, North Carolina. *Environmental International* 29: 393-399.
- Wild, A. (1992) *Condiciones de suelo y desarrollo de las plantas según Russell*. Mundi-Prensa. Madrid.
- Wilhelm, J. G. O., Allan, J. D., Wessell, K. J., Merritt, R. W. y Cummins, K. W. (2005) Habitat assessment of non-wadeable rivers in Michigan. *Environmental Management* 36(4): 592-609.
- Williams, J. R. y Lord, F. I. (1997) The use of porous ceramic cup water samplers to measure solute leaching on chalk soils. *Soil Use and Management* 13: 156-162.
- Williard, K. W. J., Dewalle, D. R. y Edwards, J. (2005) Influence of bedrock geology and tree species composition on stream nitrate concentrations in Mid-Appalachian forested watersheds. *Water, Air and Soil Pollution* 160: 55-76.
- Wollheim, W. M., Peterson, B. J., Deegan, L. A., Hobbie, J. E., Hooker, B., Bowden, W. B., Edwardson, K. J., Arscott, D. B., Hershey, A. E. y Finlay, J. (2001) Influence of stream size on ammonium and suspended particulate nitrogen processing. *Limnology and Oceanography* 46(1): 1-13.
- Yanan, T., Emteryd, O., Dianqin, L. y Grip, H. (1997) Effect of organic manure and chemical fertilizer on nitrogen uptake and nitrate leaching in a Eum-orthic anthrosols profile. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 48: 225-229.
- Yates, A. D. y Bailey, R. C. (2006) The stream and its altered valley: integrating landscape ecology into environmental assessment of agro-ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment* 114: 257-271.
- Zhu, A., Zhang, J., Zhao, B., Cheng, Z. y Li, L. (2005) Water balance and nitrate leaching losses under intensive crop production with Ochric Aquic Cambosols in North China Plain. *Environment International* 31: 904-912.